**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Área de vida, movimentação e seleção de habitat do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

Shirley Famelli da Costa

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2013**

Shirley Famelli da Costa
Bacharel em Ciências Biológicas

**Área de vida, movimentação e seleção de habitat do cágado *Hydromedusa maximiliani*
(Testudines: Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, SP**

Orientador:
Prof. Dr. **JAIME BERTOLUCI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2013**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Costa, Shirley Famelli da

Área de vida, movimentação e seleção de habitat do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, SP / Shirley Famelli da Costa. - Piracicaba, 2013.
104 p: il.

Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Chelidae 2. *Hydromedusa maximiliani* 3. Telemetria 4. Bobinas de rastreamento
5. Área de vida 6. Movimentação 7. Uso e seleção de habitat I. Título

CDD 639.392
C837a

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

DEDICATÓRIA

A quem jamais mediu esforços para que eu chegasse até aqui
Minha mãe, minha grande amiga,
Minha luz, minha guerreira

AGRADECIMENTOS

À FAPESP pelos anos de bolsa (processo: 2009/00748-0) e auxílio financeiro (processo: 2007/50221-2) sem o qual nada disso teria acontecido.

Ao CNPq pela bolsa sanduíche e apoio a esse trabalho no exterior (processo: 201633/2012-4).

À Gloriosa ESALQ/USP e ao Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais, pela infraestrutura e oportunidade.

Ao meu orientador e amigo, Prof. Dr. Jaime Bertoluci, pela confiança, apoio e amizade estabelecidos durante esses quase 7 anos de trabalho e orientação.

Ao meu co-orientador, Prof. Dr. Franco Leandro Souza, que apesar de não termos conseguido oficializar sua co-orientação, esteve sempre presente com entusiasmo nesse longo caminho de trabalho e dedicação à população de quelônios do PECB.

Sou eternamente grata ao radiologista André de Paula Reis, por mais uma vez me auxiliar com as radiografias dos bichos e contribuir para os registros dessa pesquisa. Obrigada Waldirene e André pela amizade e dedicação, mesmo aos finais de semana e feriados.

Novamente agradeço a toda equipe do PECB, Diretor Sr. José Maia, monitores, secretárias, guardas e à família do Sr. Natanael, por nos receberam com carinho e por toda ajuda durante esses anos de pesquisa.

A todas as pessoas que me acompanharam nos trabalhos de campo, às quais meus agradecimentos nunca serão o bastante, em especial, aos estagiários do lab., Fabrizio “Bizu” e Leonardo “Vakulo”. Obrigada pela ajuda mesmo quando eu precisei puxar as orelhas de vocês. Sou extremamente grata à Carol Ortiz Rocha e à Bruna Costa “Siga-Bem”, por disponibilizarem tempo e paciência com as burocracias e papeladas necessárias para o envio das amostras ao exterior.

Sou grata ao Prof. Paulo Kageyama, Elza Ferraz, Maria Andréia Moreno e toda equipe do LARGEA pelo auxílio nas extrações de DNA que serão utilizadas em futuros estudos.

Sou muito grata a todos aqueles que direta ou indiretamente me apoiaram e com os quais convivi durante esses anos de estudos em Piracicaba. Esses anos foram de grande crescimento. Obrigada a todos que fizeram parte dessa marcante fase de minha vida, mesmo aqueles que se tornaram amigos virtuais com os quais pude trocar figurinhas enquanto estivemos no exterior, Camila Ribeiro “Bee”, Clarissa Bolchiero, Juliana “Zaira”, Mariana “Kop” e Tania Martins. Apesar de cada uma de nós estar em um país diferente, vocês não sabem o quão importante foi compartilhar experiências com vocês. “Bee” obrigada por skypia comigo nos momentos mais difíceis. Agradeço imensamente ao Marcos Siqueira pela paciência em rever a minha tese e pelas sugestões.

Sou também muito grata aos meus amigos brasileiros com os quais estreitei laços de amizade enquanto morávamos na Austrália. Carla Eisemberg, nosso encontro no congresso de Herpeto foi fundamental para que eu chegasse até aqui. Obrigada pelo apoio e incentivo. Sou muito grata ao Bruno Ferronato pela ajuda com visto, discussões, convites para saídas de campo e momentos que compartilhamos em Canberra. Sou extremamente grata à Larissa Schneider e Alessandro Guilhaon pelas inúmeras vezes que me receberam em Canberra, compartilharam o cafofo, o rango e boas conversas. Sou também mais do que grata por ter tido a oportunidade de ter minhas ligações diárias de mais de horas com a amiga Eline Martins, com a qual pude compartilhar experiências de vida na terra dos cangurus.

E por fim, mas não menos importante, gostaria de deixar registrado aqui o quão fundamental minha família tem sido para a realização, suporte e conquistas dos meus sonhos. Obrigada mãe, obrigada Flávio. Obrigada por me ensinarem o significado da palavra amor. Amo-os com todo o meu coração e os carrego comigo onde quer que eu vá. Obrigada por estarem sempre presentes, mesmo que isso pareça ser o outro lado do mundo. Amo muito vocês. Agradeço também ao Rogério por dar forças à minha mãe. Ao meu pai por me ajudar nos momentos que mais precisei, mostrando do que são feitos os pais. Obrigada.

ACKNOWLEDGEMENT

I would love to take this opportunity to say how grateful I am for the opportunity to have been part of the Institute for Applied Ecology (IAE, University of Canberra) team.

Many thanks for welcoming me to IAE for the year where I could experience up close how dedicated each member of this team has been to get all results the IAE has demonstrated.

Arthur Georges, thank you so much for accepting me at IAE. I'm also really grateful to Bernd Gruber for helping me out with all those crazy analysis in "R" and for make me believe that everything is possible while dealing with and accepting the challenge to work on that "naughty" software.

Thank you to each member of this team for always being prompt to help even before I had left Brazil and was trying to get my visa.

Thank you to all students at 3C53A for sharing ideas, lunch and for all opportunities to do the field work. I learned a lot and had fun at the same time.

I'm really grateful to everyone who, close or not, made part of my story in Australia.

Many thanks to Andrew Blair, April Fitzsimmons, Bill Bradley, Carina Nardelli, Desiree Sevindir, Joice Nabadan, Jenny, Lachalan Carlile, Mamouhm Alazab, Mark Davis, Marwa Ahmed, Michal Kelly, Michael Pollak, Niahm Kane, Rachel Mazza, Richell Liao, Rob Paterson, Sam Crushero, Suzana Alvarenga, Tamara Penniket, Zephyr L'Green, Family Bach and Family Hodgman for the time we shared and specially for supporting me in the tough final stages of thesis writing. Thank you for taking me away from that while I truly needed a distraction. I have no words to say how grateful I am to you all for your dedication and friendship. Hopefully I'll get the chance to see you all again.

"We are all visitors to this time, this place. We are just passing through. Our purpose here is to observe, to learn, to grow, to love... and then we return home. "

Australian Aboriginal proverb

SUMÁRIO

RESUMO.....	15
ABSTRACT.....	17
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
2.1 Conceito de área de vida e seus estimadores.....	23
2.2 Estimador polígono convexo mínimo.....	24
2.3 Estimador de densidade Kernel.....	24
2.4 “Cluster” ou “Nearest-Neighbor Clustering”.....	25
2.5 Análise espacial aplicada a estudos populacionais: sobreposição de áreas e territorialidade.....	26
2.6 Padrões de movimentação, atividade, uso e seleção de habitat.....	27
2.7 Espécie estudada: <i>Hydromedusa maximiliani</i> ou cágado-pescoço-de-cobra.....	28
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	31
3.1 Área de estudo.....	31
3.2 Procura visual, captura, biometria e dimorfismo sexual.....	33
3.3 Campo-piloto para teste dos equipamentos.....	34
3.4 Rádio-telemetria: implantação dos rádio-transmissores e monitoramento dos animais.....	34
3.5 Monitoramento por rádio-telemetria e dificuldades encontradas (perda de transmissores).....	37
3.6 Bobinas de rastreamento (“thread-bobbins”).....	40
3.7 Estimativas de áreas de vidas.....	41
3.8 Uso de habitat.....	43

3.9 Disponibilidade de habitat.....	44
3.10 Trajetória percorrida e ângulos de movimentação.....	44
3.11 Telemetria: distâncias entre relocalizações diárias e mensais.....	45
3.12 Monitoramento por bobinas de rastreamento e análise de deslocamento.....	45
4 RESULTADOS.....	47
4.1 Área de vida de <i>Hydromedusa maximiliani</i>	47
4.1.1 Estimativas de área de vida.....	47
4.1.2 Área de vida estimada pelo método de bobinas de rastreamento e comparação entre as duas técnicas (bobinas e rádio-telemetria).....	50
4.1.3 Relações entre o tamanho corpóreo e as áreas de vida.....	53
4.1.4 Sobreposição de áreas de vida.....	53
4.2 Movimentação.....	54
4.2.1 Análise do deslocamento pela técnica de rádio-telemetria.....	54
4.2.2 Deslocamento sazonal.....	58
4.2.3 Relação entre o tamanho corpóreo e o padrão de deslocamento dos animais monitorados por rádio-telemetria.....	60
4.2.4 Análise do deslocamento: bobinas de rastreamento.....	61
4.3 Trajetória e ângulos de movimentação.....	65
4.3.1 Trajetória: bobinas de rastreamento.....	65
4.3.2 Trajeto: rádio-telemetria.....	65
4.3.3 Ângulos de deslocamento: comparação entre machos e fêmeas.....	68
4.3.4 Direção e distribuição dos ângulos: comparação entre telemetria e bobinas de rastreamento.....	68
4.4 Uso de Habitat.....	70

4.4.1 Disponibilidade de habitat <i>versus</i> uso e seleção.....	73
5 DISCUSSÃO.....	77
5.1 Área de vida de <i>Hydromedusa maximiliani</i>	77
5.2 Tamanho corpóreo e capacidade de locomoção.....	78
5.3 Comparações entre os métodos e fatores ecológicos envolvidos na expressão das estimativas de áreas de vida de <i>Hydromedusa maximiliani</i>	78
5.4 Estimativas de área de vida e uso do habitat terrestre.....	81
5.5 Sobreposição de áreas: territorialidade e fronteiras entre as metapopulações.....	82
5.6 Deslocamento, padrões de movimentação e atividade de <i>Hydromedusa maximiliani</i>	84
5.7 Trajetória, uso e seleção de habitat.....	85
REFERÊNCIAS.....	91

RESUMO

Área de vida, movimentação e seleção de habitat do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

Um fator-chave para a conservação da biodiversidade é a adequada estruturação de áreas protegidas. Para quelônios, no entanto, a determinação do tamanho e da configuração dessas áreas requer a execução de estudos de longa duração capazes de integrar as diversas informações que garantam o sucesso reprodutivo, o recrutamento de novos indivíduos e o entendimento de todos os aspectos necessários para o extenso ciclo de vida, assegurando, portanto, diversidade genética que proporcione a persistência das populações desses animais ao longo do tempo. Um total de dezenove cágados adultos (10 machos e nove fêmeas) foram equipados com rádio-transmissores e outros 18 animais (11 fêmeas e sete machos) foram monitorados com bobinas de rastreamento com a finalidade de determinar a área de vida, os padrões de movimentação e o uso e seleção de habitat de *Hydromedusa maximiliani*, uma espécie de cágado Vulnerável e endêmica de áreas de Mata Atlântica, um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta. Por meio de diferentes estimadores (Polígono Convexo Mínimo ou MCP “Minimum Convex Polygon”, Kernel e Cluster para os dados de telemetria) foi possível observar que *H. maximiliani* apresenta área de vida que varia entre 0,2 e 1,5 ha ao longo de um período anual, com média de 0,4 ha, independentemente da estação do ano. Apesar da diferença de tempo empregado no monitoramento pelos dois métodos (72 horas para o bobinas de rastreamento e 15 meses para a telemetria), observou-se que o tamanho da área de vida não foi diferente quando comparadas as estimativas obtidas. Esse resultado, bem como o baixo deslocamento apresentado pela espécie (3 a 138 m/dia) e o intenso uso de refúgios pelos indivíduos monitorados, pode ser explicado pelo comportamento sedentário e intensa fidelidade ao ambiente aquático. Contudo, esse aspecto não descarta a sua relação com o ambiente terrestre, o que, entretanto, necessita de melhor e mais prolongada investigação, uma vez que a seleção de locais para a postura dos ovos é um comportamento maternal sujeito à seleção natural e que contribui para a sobrevivência e a variação fenotípica da prole.

Palavras chave: Chelidae; *Hydromedusa maximiliani*; Telemetria; Bobinas de rastreamento; Área de vida; Movimentação; Uso e seleção de habitat

ABSTRACT

Home range, movements and habitat selection of the freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae) at the Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo state, Brazil

A key factor in conservation biology is a suitable design of protected areas. Long-term study is required when determining the size, structure, shape of these areas for freshwater turtles, thereby integrating essential information to guarantee the reproductive success, recruitment of new individuals into the population and persistence of the population over the years. Nineteen adult animals (10 males and 9 females) were fitted with radio-transmitters in order to analyze the home range, movement patterns, habitat use and selection of the vulnerable freshwater *Hydromedusa maximiliani*, an endemic and vulnerable freshwater turtle from Atlantic Rainforest in Brazil, one of the world's most threatened ecosystems. Another eighteen adult animals (11 females and 7 males) were also monitored with the technique of thread-bobbins. Three different methods such as MCP "Minimum Convex Polygon", Kernel and Cluster were applied to measure home range size which varied between 0.2 to 1.5 ha throughout a year period of monitoring, with mean size of 0.4 ha either for the wet or the dry season. No difference was found when the home range measured using different methods were compared even with the time difference between them (72 hours for thread-bobbins and 1 year for telemetry). This result associated with the low movements showed by *Hydromedusa maximiliani* (3 to 138 m/day) and the intense use of burrows can be explained by the sedentary behavior and intense site fidelity of the turtles with the river. Nevertheless, the importance of the terrestrial habitat for freshwater turtles is already known though long-term monitoring is necessary to study this aspect which would contribute to future conservation strategies including nests sites and also habitat use and selection of young turtles.

Keywords: Chelidae; *Hydromedusa maximiliani*; Telemetry; Thread-bobbins; Home range; Movements; Habitat use and selection

1 INTRODUÇÃO

Assim como acontece com muitos outros répteis, os quelônios são animais de difícil estudo devido às dificuldades de visualização em campo, ocorrência em baixas densidades e uso frequente de tocas subterrâneas como refúgio durante os períodos de inatividade em grande parte do ano (ERNST; LOVICH; BARBOUR, 1994). Além disso, os quelônios são animais longevos e que normalmente apresentam maturidade tardia. Tais características da história de vida desses animais, associadas à intensa perda de diversidade em todo o mundo (GIBBONS et al., 2000), revelam a urgente necessidade de avaliar o tamanho, a forma e os requisitos de habitat necessários para o manejo e a conservação das espécies (DONALDSON; ECHTERNACHT, 2005). A longevidade desses animais exige ainda que sejam desenvolvidas pesquisas ecológicas de longa duração para que estratégias de conservação eficazes possam ser delineadas (CONGDON et al., 1987; HENRY, 2003; LITZIGUS, 2006; MARTINS, 2006; RONDININI; CHIOZZA, 2010; SMITH; IVERSON; RETTIG, 2006).

Os recentes avanços tecnológicos em equipamentos de telemetria, tecnologias VHF e Sistemas de Informação Geográfica (GIS) têm-se popularizado nos últimos anos e contribuído substancialmente para a coleta de dados em campo, especialmente para as espécies mais sedentárias e tímidas, como é o caso dos quelônios, fornecendo considerável contribuição para o entendimento da ecologia espacial e o planejamento e o manejo de espécies (BOARMAN et al., 1998; CALENGE; DRAY; ROYER-CARENZI, 2009; COOKE, 2008; DRAY; ROYER-CARENZI; CALENGE, 2010; FIEBERG; KOCHANNY, 2005; GUILHON et al., 2011; HAMERNICK, 2000).

O conhecimento atual a respeito do comportamento espacial de quelônios indica que o tamanho da área de vida é um reflexo de inúmeros fenômenos ecológicos, como a densidade populacional, a capacidade suporte, a estrutura da paisagem e a distribuição de recursos essenciais, como alimento, refúgios e parceiros reprodutivos (CARTER; HAAS; MITCHELL, 1999; HAMERNICK, 2000). Contudo, descobrir a verdadeira distribuição e uso do espaço de quelônios tem sido um grande desafio, devido às limitações nas coletas de dados (BLUNDELL; MAIER; DEBEVEC, 2001; COOKE, 2008; HORNE; GARTON, 2006b).

Há ainda a necessidade de se enfatizar as mudanças comportamentais advindas das oscilações climáticas sazonais, o que leva a um uso diferenciado do habitat ao longo do ciclo anual (BURGHARDT; WARD; ROSSCOE, 1996; ERNST; LOVICH; BARBOUR, 1994). Em quelônios de água doce, essas variações têm indicado um uso distinto do habitat, tanto

aquático como terrestre, ocasionado não apenas pelas variações térmicas, mas também pelas variações hormonais, às quais levam as fêmeas a buscar locais de ovipostura e os machos a atravessar longos trechos de habitats terrestres para atingirem novos corpos d'água em busca de um maior número de fêmeas para a cópula (BOWER; HUTCHINSON; GEORGES, 2012; CARTER; HAAS; MITCHELL, 1999; CORDERO; REEVES; SWARTH, 2012; GIBBONS, 1986). Desse modo, diferenças na movimentação e no uso de habitat podem ser observadas para ambos os sexos devido às suas diferentes necessidades comportamentais (GIBBONS, 1986; TRAN; MOORHEAD; McKENNA, 2007). Contudo, apesar da importância do ambiente terrestre para o ciclo de vida dos cágados, pouca atenção tem sido dada a esse aspecto essencial da ecologia desses animais, muitas vezes devido à falta de conhecimento e à ausência de pesquisas de longa duração capazes de retratar as reais necessidades de animais longevos (HENRY, 2003; LITZIGUS, 2006; MARTINS, 2006; SMITH; IVERSON; RETTIG, 2006).

Embora nas últimas décadas o número de pesquisas sobre os cágados brasileiros tenha aumentado, estudos populacionais de longa duração e estimativas de áreas de vida são praticamente inexistentes para as espécies da Mata Atlântica (FORERO-MEDINA; CÁRDENAS-AREVALO; CASTAÑO-MORA, 2011; SOUZA, 2004). No entanto, ao longo das últimas duas décadas uma população de *Hydromedusa maximiliani* tem sido estudada no Parque Estadual Carlos Botelho, uma reserva de Mata Atlântica do sudeste do Brasil (MARTINS; SOUZA, 2009; FAMELLI et al., 2012). O estudo contínuo dessa população contribuiu para que a espécie se tornasse um modelo em pesquisas de cágados neotropicais (SOUZA; MARTINS, 2009), sendo uma das únicas espécies dessa região a ter a sua biologia bem documentada. No entanto, alguns aspectos do seu ciclo de vida permanecem desconhecidos, principalmente aqueles relacionados às atividades críticas da vida de quelônios, tais como o uso e seleção de habitat, tanto para a hibernação como aos locais de nidificação (FAMELLI et al., 2012).

No presente estudo são apresentadas estimativas de área de vida do cágado *H. maximiliani* no Parque Estadual Carlos Botelho, estado de São Paulo, por meio do uso de diferentes estimadores. Foram também mensuradas as áreas de vida de animais monitorados com bobinas de rastreamento. A análise espacial pode ainda contribuir para a identificação do padrão de distribuição dos indivíduos e a avaliação da sobreposição e compartilhamento de áreas. Esse estudo teve ainda a finalidade de estudar a ecologia espacial e os deslocamentos de adultos de *H. maximiliani* e determinar como o uso e a seleção de habitats podem influenciar a trajetória dos indivíduos no habitat. Esta metodologia também pode fornecer

dados preliminares sobre os períodos de nidificação e hibernação, duas fases críticas do ciclo de vida dos quelônios.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Conceito de área de vida e seus estimadores

A delimitação dos padrões de utilização, movimentação e atividades de um animal a uma área em particular ao longo de um determinado intervalo de tempo pode ser definida como área de vida (BURT, 1943; WORTON, 1987). Identificar o tamanho, forma, estrutura, localização, distribuição, intensidade de uso e requisitos espaciais das áreas nas quais as espécies executam suas atividades e desempenham seu papel ecológico é extremamente importante para o entendimento da história de vida e a ecologia das mesmas (BURT, 1943; DOWNS; HORNER, 2008; EDGE et al., 2010; HARLESS et al., 2010; JENNRICH; TURNER, 1969; KENWARD et al., 2001). Todavia, é importante ressaltar que apesar de ter recebido o nome de área de vida, essa não se refere necessariamente à área que o animal utiliza durante toda sua vida (BURT, 1943). Os quelônios movem-se com frequência, o que leva ao abandono de áreas antigas e instalação de novas (BURT, 1943). Animais migratórios possuem diferentes áreas durante diferentes estações do ano (BURT, 1943), o que pode ser ainda mais difícil de ser estabelecido em animais longevos, como os quelônios (FORERO-MEDINA; CÁRDENAS-AREVALO; CASTAÑO-MORA, 2011; HENRY, 2003; LITZIGUS, 2006; MARTINS, 2006; SMITH; IVERSON; RETTIG, 2006).

Embora a área de vida seja um conceito de fundamental importância ecológica, há um intenso debate sobre a melhor maneira de mensurá-la (BÖRGER et al., 2006). A validade das estimativas é fortemente afetada pelo estimador escolhido, frequência de amostragem, duração do estudo, distribuição de localizações, autocorrelação, programa computacional utilizado e definições de entrada de dados feitas pelo pesquisador (BLUNDELL; MAIER; DEBEVEC, 2001; HARLESS et al., 2010). A fim de estabelecer medidas acuradas dos padrões de uso de área por animais silvestres, diversos estimadores de área de vida foram criados e melhorados para serem aplicados aos dados coletados em campo (KENWARD et al., 2001; HORNE; GARTON, 2006b; ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006).

Um bom estimador de área de vida deve ser capaz de produzir estimativas acuradas, ou seja, apresentar baixo viés, alta precisão e, preferivelmente, estabilidade diante de variações no tamanho da amostra (DOWNS; HORNER, 2008; LAVER; KELLY, 2008). Contudo, escolher o modelo que melhor se adeque à espécie estudada e que consiga reproduzir com maior precisão o que ocorre no mundo real continua sendo um grande desafio devido à complexidade dos sistemas ecológicos e às limitações nas coletas de dados

de campo (BLUNDELL; MAJER; DEBEVEC, 2001; HORNE; GARTON, 2006B; ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006).

2.2 Estimador Polígono Convexo Mínimo

O estimador Polígono Convexo Mínimo (MCP, do inglês “Minimum Convex Polygon”) é o mais simples e antigo estimador e consiste basicamente na união dos pontos externos da distribuição de localizações de forma a fechar o menor polígono possível (JACOB; RUDRAN, 2003; JENNRICH; TURNER, 1969). Desse modo, pode-se dizer que o MCP fornece uma medida grosseira da área total utilizada pelo animal durante o período de monitoramento (HARLESS et al., 2010; ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006). Por sua suscetibilidade a “outliers”, sensibilidade ao tamanho amostral e ao formato da área (bom desempenho para distribuições convexas, mas mau desempenho para côncavas) e por não considerar a distribuição de utilização (UD) do habitat, o método MCP tem sido intensamente criticado (DOWNS; HORNER, 2008; FIEBERG; KOCHANNY, 2005; WORTON 1987, 1989). Contudo, apesar de suas fraquezas, esse método é ainda intensamente utilizado devido à facilidade de aplicação e por auxiliar a comparação entre estudos (BÖRGER et al., 2006; DOWNS; HORNER, 2008; HORNE; GARTON, 2006B; JACOB; RUDRAN, 2003; SEAMAN et al., 1999).

2.3 Estimador de densidade Kernel

O estimador de densidade Kernel é um método não-paramétrico que fornece a probabilidade de encontro de um animal ao longo do tempo, com uma frequência relativa de distribuição de utilização (UD) (WORTON, 1989). A UD desempenha um importante papel, pois apresenta um resumo de como o animal utiliza o espaço (HAYNE, 1949; FIEBERG; KOCHANNY, 2005). O poder de estimadores UD reside no fato de que podem fornecer estimativas tridimensionais; a terceira dimensão corresponde à quantidade de tempo que o animal permaneceu em qualquer local de sua área de vida (SEAMAN et al., 1999).

Kernel é o método mais amplamente aceito devido à sua capacidade de gerar uma superfície contínua capaz de mensurar a UD a partir da suavização do ponto de origem do animal (SEAMAN et al., 1999; WORTON, 1987). Contudo, ainda assim, é um estimador que pode incluir áreas nunca usadas pelo animal e que necessita de um bom delineamento para o fator de suavização de superfícies, a maior dificuldade na utilização desse método (DOWNS; HORNER, 2008; JACOB; RUDRAN, 2003; KERNOHAN et al., 2001; ROW; BLOUIN-

DEMERS, 2006; WORTON, 1989). O fator de suavização é determinado por um coeficiente de correção que atribui pesos para as distâncias entre cada uma das relocalizações (DOWNS; HORNER, 2008; JACOB; RUDRAN, 2003, WORTON, 1987). A magnitude do fator de suavização de superfície produzido pelo método Kernel pode ser controlada pela largura de banda, ou parâmetro de alisamento, também conhecido como fator h . As áreas de vida Kernel são, portanto, sensíveis à escolha da largura de banda, de modo que altos valores de h podem superestimar as áreas, ao passo que pequenos valores podem subestimar a área de vida do animal (KERNOHAN et al., 2001). Consequentemente, grande parte das pesquisas recentes a respeito das estimativas de áreas de vida tem sido conduzida com o objetivo de selecionar o melhor valor h , já que esse passo é de extrema importância para se obter acuradas estimativas de áreas de vida (DOWNS; HORNER, 2008; ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006).

Alguns pacotes computacionais são capazes de estimar o valor h que melhor explica a distribuição das coordenadas geográficas do conjunto de dados de cada indivíduo monitorado. Dentre os vários métodos existentes, LSCV (do inglês: “Least-squares cross-validation”) ou validação cruzada por mínimos quadrados, é o método considerado mais acurado para estimativas de banda (DOWNS; HORNER, 2008; SEAMAN; POWELL, 1996; SEAMAN et al., 1999; WORTON, 1989). Nesse método, os algoritmos são baseados na minimização do erro quadrático integrado entre a distribuição estimada e a real distribuição do conjunto de dados (DOWNS; HORNER, 2008; HORNE; GARTON, 2006a). Segundo Row e Blouin-Demers (2006), devido à baixa mobilidade e à alta fidelidade de habitat apresentadas por muitas espécies, para estudos da herpetofauna o valor de suavização de áreas deve ser ajustado até que a área obtida por Kernel 95% seja similar à área obtida por MCP.

2.4 “Cluster” ou “Nearest-Neighbor Clustering”

Um terceiro estimador de área de vida que tem sido aplicado chama-se Cluster e implica na análise de distâncias entre as relocalizações vizinhas (“Nearest-Neighbor Clustering”), o que permite distinguir núcleos de distribuição e utilização (KENWARD et al., 2001). Esse tipo de estimador parte do pressuposto de que os animais conduzem diferentes atividades dependentes do quanto se distanciam desses núcleos de atividades. Desse modo, o método Cluster tenta minimizar e excluir efeitos de “outliers”, já que pretende inserir grandes distâncias percorridas nas estimativas, mas a partir da soma da utilização das distribuições próximas, uma vez que essas representam o engajamento dos animais em atividades que

também fazem parte do seu ciclo de vida, mas que necessitaram o emprego de viagens de maiores distâncias para serem desempenhadas (KENWARD et al., 2001).

Muito provavelmente não há um único estimador apropriado para responder todas as questões biológicas envolvidas na história de vida de animais silvestres (KENWARD et al., 2001; LAVER; KELLY, 2008; OUELLETTE; CARDILLE, 2011; SEAMAN et al., 1999). Por essa razão, explorar múltiplos modelos para estimar áreas de vida pode ser conveniente de forma a abranger diferentes pressupostos dos processos ecológicos que afetam o uso do espaço pelos animais e, assim, minimizar o risco de erro do Tipo I (rejeitar a hipótese nula quando de fato essa é verdadeira) (HARLESS et al., 2010; HORNE; GARTON, 2006BB; KENWARD et al., 2001; LAVER; KELLY, 2008; LITZGUS; MOUSSEAU, 2004; OUELLETTE; CARDILLE, 2011).

2.5 Análise espacial aplicada a estudos populacionais: sobreposição de áreas e territorialidade

Uma das questões centrais em ecologia de populações é o entendimento de como a densidade populacional e a distribuição dos indivíduos podem ser determinadas pelas interações entre eles e o ambiente circundante (BÖRGER et al., 2006; HORNE; GARTON, 2006BB; MAURITZEN et al., 2002; MOORCROFT; LEWIS; CRABTREE, 1999). Uma abordagem útil para resolver essa questão é a análise espacial, uma vez que, quando observações simultâneas dos locais utilizados pelos animais encontram-se disponíveis, torna-se possível avaliar o grau de interação dinâmica entre indivíduos por meio de estimativas que quantifiquem o compartilhamento de áreas de uso comum (FIEBERG; KOCHANNY, 2005; WRONSKI, 2005). A avaliação do uso do espaço, associada ao entendimento do comportamento animal, pode auxiliar investigações dos padrões de territorialidade e de interações entre os indivíduos (BURT, 1943; MOLL, 1990; WRONSKI, 2005).

Por ser baseado na distribuição de utilização, o método Kernel é o mais indicado para mensurar a sobreposição de áreas entre indivíduos, já que MCP não contempla esse aspecto, não sendo, portanto, recomendado para esse tipo de estimativa (DOWNS; HORNER, 2008; FIEBERG; KOCHANNY, 2005). O interesse em quantificar a sobreposição ou o compartilhamento do espaço entre os animais ou para o mesmo animal em diferentes estações do ano, por exemplo, tem aumentado nos últimos anos (KERNOHAN et al., 2001; WRONSKI, 2005). Os resultados obtidos por essas estimativas podem ajudar a entender aspectos como territorialidade, partilha de recursos, grau de interação entre os indivíduos e até

mesmo fronteiras entre populações (FIEBERG; KOCHANNY, 2005; KERNOHAN et al., 2001; MAURITZEN et al., 2002; WRONSKI, 2005).

2.6 Padrões de movimentação, atividade, uso e seleção de habitat

O monitoramento do deslocamento de um indivíduo ao longo do tempo e do espaço por meio de radio-telemetria e/ou de bobinas de rastreamento (“thread bobbins”; WILSON, 1994) geralmente produz uma representação discreta da complexidade ecológica dos movimentos reais dos animais, já que esses consistem em um processo contínuo de uso do espaço e seleção de habitat (CALENGE; DRAY; ROYER-CARENZI; 2009). O modo como os animais se deslocam está intrinsicamente associado tanto com a busca por recursos como à garantia de sobrevivência (BLUNDELL; MAIER; DEBEVEC, 2001; CALDWELL; NAMS, 2006; SOLLA; BONDURIANSKY; BROOKS, 1999). A busca por refúgios pode ser decisiva no direcionamento dos movimentos de quelônios, não só para a proteção contra predadores, mas especialmente devido à busca e seleção por micro-habitats favoráveis, pois altas temperaturas podem levar os indivíduos à morte por dessecação ou inanição (CALDWELL; NAMS, 2006; SOUZA, 1995a). Em consequência disso, os movimentos dos quelônios, assim como os recursos disponíveis, variam ao longo das estações do ano, ou ainda de acordo com a idade ou o sexo do indivíduo (SOUZA, 2004). Neste último caso, sabe-se que as fêmeas podem deslocar-se por maiores distâncias no período de nidificação e, por outro lado, os machos podem apresentar maior mobilidade quando saem em busca de parceiros para a cópula durante a estação reprodutiva (BOWER; HUTCHINSON; GEORGES, 2012; CARTER; HAAS; MITCHELL, 1999; CORDERO; REEVES; SWARTH, 2012; GIBBONS, 1986; SOUZA, 2004).

A mobilidade, a direção e a trajetória percorrida de um ponto a outro contêm informações sobre o uso e a seleção de habitat pelos indivíduos e influenciam aspectos da ecologia e da dinâmica populacional (CHAPMAN et al., 2011). Em quelônios, a movimentação, a mobilidade e a seleção de habitat garantem o crescimento, o armazenamento de reservas energéticas, o sucesso reprodutivo e a fuga de predadores (SOUZA 1995a). Assim, o conhecimento dos aspectos que influenciam a mobilidade, a distribuição espacial e as interações comportamentais desses animais é de extrema importância para futuras estratégias de conservação com foco em manter a diversidade e a viabilidade populacional (FICETOLA; PADOA-SCHIOPPA; MONTI, 2004; FAMELLI et al., 2012).

2.7 Espécie estudada: *Hydromedusa maximiliani* ou cágado-pescoço-de-cobra

Hydromedusa é um gênero de cágados pertencente à sub-ordem Pleurodira, família Chelidae, com distribuição restrita à América do Sul (ERNST; BARBOUR, 1992; PRITCHARD, 1979; SOUZA, 2005a; 2005b).

Conhecidas popularmente como “cágados-de-pescoço-comprido” ou “cágados-pescoço-de-cobra”, *Hydromedusa maximiliani* e *H. tectifera* são as duas únicas espécies do gênero. Contudo, *H. tectifera* possui distribuição ampla, podendo ser encontrada no sudeste e sul do Brasil (estados do Rio Grande do Sul, São Paulo, Paraná e Santa Catarina), nordeste da Argentina, Uruguai e leste do Paraguai (ERNST; BARBOUR, 1989; PRITCHARD, 1979; SOUZA, 2005b), ao passo que *H. maximiliani* é endêmica de regiões de Mata Atlântica, onde pode ser encontrada em pequenos riachos de águas claras, com fundo arenoso e rochoso e com pequenas quedas d'água associados a áreas montanhosas do leste e sudeste do Brasil, sendo encontrada também no sul da Bahia e no Centro-Oeste (Figura 1) (ICMBIO-RAN, 2011).

As florestas que habitam geralmente apresentam sub-bosque denso e dossel que cria um habitat propício à estratégia de termorregulação típica da espécie, já que, diferentemente de outras espécies que assoalham, *H. maximiliani* permanece em poças rasas, nas quais conseguem igualar sua temperatura corpórea à do ambiente (SOUZA; MARTINS, 2006). Esse fato sugere uma forte relação entre este animal e seu micro-habitat, mas, por outro lado, pode também conduzir populações inteiras ao declínio ou à extinção em curto prazo, uma vez que até mesmo pequenas mudanças em seu micro-habitat podem potencialmente afetar a viabilidade das populações da espécie (FAMELLI et al., 2012).

Alimentam-se de pequenos invertebrados, larvas de insetos e pequenos crustáceos que conseguem encontrar dentro d'água, uma vez que a captura do alimento envolve o processo de sucção, sugerindo que este animal não seria capaz de alimentar-se fora do ambiente aquático (MOLINA, 1989; SOUZA, 2004; SOUZA; ABE, 1995; 1997b). Ainda assim, vale destacar a importância do ambiente terrestre para a hibernação e a postura dos ovos, duas atividades críticas do ciclo de vida de quelônios, mas que ainda não foram bem esclarecidas para a espécie (FAMELLI et al., 2011).

Figura 1 – Distribuição geográfica de *Hydromedusa maximiliani*. Fonte: ICMBIO-RAN (2011)

Assim como outros quelônios, *H. maximiliani* é longeva, podendo atingir por volta de 100 anos de idade em seu ambiente natural (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2009). Esse aspecto da história natural de quelônios representa uma das maiores dificuldades para a obtenção de dados precisos aplicáveis à conservação das espécies. *H. maximiliani* apresenta ainda maturidade sexual tardia, com machos atingindo a maturidade apenas aos 12 anos de idade e fêmeas, apenas aos 15 anos (FAMELLI et al., 2011; MARTINS; SOUZA, 2009). As fêmeas apresentam também baixa fecundidade, com capacidade de produzir apenas de 1 a 3 ovos por estação reprodutiva (GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; FAMELLI, 2009; FAMELLI et al., no prelo). A maturidade tardia e a baixa fecundidade apresentada pela espécie estudada parecem ser características comuns entre as espécies da família Chelidae (GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS, 2006). A associação desses dois aspectos da história de vida de quelônios pode levar a um baixo recrutamento na população, o que, somado à constante degradação do meio ambiente, agrava

a preocupação a respeito da persistência e da viabilidade das populações, devido ao fato da probabilidade de um animal sobreviver até a maturidade sexual ser pequena (HAMERNICK, 2000).

Considerada Vulnerável pela “International Union for Conservation of Nature and Natural Resources” (IUCN, 2011), Criticamente Ameaçada em Minas Gerais e Vulnerável nos estados de São Paulo e Espírito Santo (MARTINS; MOLINA, 2008), *H. maximiliani* tem sido alvo de um grande número de pesquisas de longa duração, que têm contribuído para que a espécie tenha se tornado um modelo para o estabelecimento de estratégias aplicadas não somente a sua conservação, mas também para outras espécies brasileiras de quelônios ainda pouco estudadas (SOUZA, 2004; 2005a).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) é uma unidade de conservação localizada na região sul do estado de São Paulo, ao longo da Escarpa Atlântica, na Serra de Paranapiacaba. Administrado pelo Instituto Florestal (órgão da Secretaria do Meio Ambiente), o PECB abrange parte dos municípios de São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Sete Barras e Tapiraí (CARVALHO et al., 1972), sob coordenadas 24°00'00" - 24°15'00"S e 47°45'00" - 48°10'00"W (FERRAZ; VARJABEDIAN, 1999).

O PECB possui área de 37.644 ha que juntamente com o Parque Estadual Intervales, o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR) e Estação Ecológica de Xitué, compõem o chamado “continuum” ecológico de Paranapiacaba, com mais de 120 mil hectares, que constituem uma das maiores áreas remanescentes e um dos mais significativos trechos protegidos de Mata Atlântica, assumindo grande importância para a manutenção dos processos ecológicos e da sobrevivência de inúmeras espécies da fauna e da flora locais (GUIX, 2002; LEITÃO-FILHO, 1982). Essas áreas fazem parte da Zona Núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e, desde 1999, são reconhecidas pela UNESCO (“United Nations Educational, Scientific and Cultural”) como Patrimônio Natural da Humanidade (FERRAZ; VARJABEDIAN, 1999).

Dados obtidos mensalmente na estação meteorológica do PECB durante três anos de estudo (2008 a 2010) indicaram precipitação mensal com variação de 6 mm (julho de 2008) e 391 mm (janeiro de 2008). Já a temperatura média oscilou entre 13,11°C (junho de 2010) e 24,61°C (novembro de 2008). Por problemas técnicos não foram obtidos registros meteorológicos nos meses de julho, agosto e setembro de 2010 (Figura 2).

Figura 2 – Precipitação mensal acumulada, temperaturas mínima, máxima e média mensal no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, entre janeiro de 2008 e dezembro de 2010. Por problemas técnicos não houve registros meteorológicos no período de julho à setembro de 2008

A pesquisa foi desenvolvida nos mesmos riachos utilizados em estudos anteriores (e.g., SOUZA, 1995, FAMELLI et al., 2012). Os riachos visitados totalizam cerca de 7 km de cursos d'água, apresentam água cristalina com fundo arenoso e rochoso e fisionomia heterogênea, sendo constituídos por cachoeiras, zonas de corredeiras e remansos (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008; SOUZA, 1995a, 2005a; SOUZA; ABE, 1997a; 1997b; SOUZA et al., 2002a; 2002b; 2003). Ao longo de todos os riachos, a vegetação apresenta árvores de médio e grande porte, com um sub-bosque sombreado e úmido. Devido ao dossel espesso, formado por grandes espécies arbóreas, pouca luminosidade atinge os rios, e em apenas alguns pontos se observa a penetração de luz (MARTINS; SOUZA, 2009; SOUZA; ABE, 1997a; 1998) (Figura 3).

Figura 3 – Um dos riachos da área de estudo, localizada no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

3.2 Procura visual, captura, biometria e dimorfismo sexual

Entre setembro de 2009 e dezembro de 2010, riachos previamente selecionados foram percorridos durante o período diurno com o intuito de localizar os quelônios com base na procura visual. Todos os animais avistados foram capturados manualmente. Fêmeas e machos, de todos os tamanhos, foram capturados, marcados (se necessário) e transportados em covos para o alojamento. Em estudos prévios (e.g., FAMELLI, 2009; FAMELLI et al., 2012), alguns animais da área de estudo já haviam sido marcados com ranhuras feitas em seus escudos marginais com o uso de uma lima (CAGLE, 1939). No presente estudo, os animais que não estavam marcados receberam um código de marcação seguindo o modelo de Souza (1995a), modificado de Cagle (1939).

Foram feitas as medidas biométricas tradicionais com o auxílio de um paquímetro (Paquímetro Mitutoyo, precisão de 0,01 mm): comprimento da carapaça (CC), largura da carapaça (LC), comprimento do plastrão (CP), largura do plastrão (LP), altura da carapaça (CH), comprimento da cauda (CCa). A massa corpórea (MC) foi obtida com o auxílio de um dinamômetro (Pesola®) com precisão de 5 g. Os indivíduos foram identificados por sexo de acordo com características morfológicas externas, como a coloração do plastrão (amarelada em jovens, ver: SOUZA, 1995b), a concavidade do plastrão e o comprimento da cauda (SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997a, 1998, SOUZA; MARTINS, 2009).

Com o objetivo de facilitar a liberação dos animais no mesmo local, o ponto de captura foi sinalizado com uma fita amarela, na qual foi anotada a data e o código de identificação do indivíduo capturado.

3.3 Campo-piloto para teste dos equipamentos

Em setembro de 2009, foi realizado um campo-piloto com a finalidade de testar o funcionamento dos equipamentos. Nessa ocasião, foi implantado um transmissor em uma fêmea, que foi monitorada durante cinco dias consecutivos; após 15 dias, foi realizado mais um período de monitoramento com duração de quatro dias. Com a constatação do bom funcionamento do equipamento, demos início à implantação dos transmissores no restante dos animais a serem monitorados.

3.4 Rádio-telemetria: implantação dos rádio-transmissores e monitoramento dos animais

Vinte cágados adultos foram equipados com transmissores TXE-125G da marca TELENAX (TELENAX Wildlife) de único estágio, sendo 10 fêmeas (apenas fêmeas ovígeras) e 10 machos.

Todas as fêmeas capturadas ($n = 21$) foram radiografadas em aparelho de raios-X portátil modelo FNX, de uso veterinário, com 80 KV. A revelação das radiografias foi feita em tamanho natural em uma processadora Kodak MXZ. Em uma das fêmeas radiografadas foi constatada má-formação dos ovos (Figura 4). Após radiografadas, 10 fêmeas ovígeras com idades entre 14 a 22 anos (estimativas de idade feitas pela equação de von Bertalanfly; ver Martins e Souza, 2009) foram selecionadas aleatoriamente para receber os transmissores. Foram também selecionados 10 machos com idades estimadas entre 12 e 29 anos. Um resumo da biometria dos animais monitorados pode ser conferido na tabela 1.

Figura 4 – Radiografias de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* do Parque Estadual Carlos Botelho, SP. Legenda: (A) ♀#221, radiografada em novembro de 2009, com um ovo normal e dois mal-formados; (B) ♀#74, radiografada em novembro de 2009, com três ovos normais

Tabela 1 - Dados biométricos de machos e fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* do Parque Estadual Carlos Botelho, SP, monitorados pela técnica de telemetria entre setembro de 2009 e dezembro de 2010. CC: comprimento da carapaça; LC: largura da carapaça; CP: comprimento do plastrão; LP: largura do plastrão; idade (amplitude em anos); MC: massa corpórea. Valores expressos em média $\pm$ desvio padrão. Amplitude entre parênteses

	CC (mm)	LC (mm)	CP (mm)	LP (mm)	Altura (mm)	Idade (amplitude/ anos)	MC (g)
Fêmeas (n= 10)	143,7 $\pm$ 8,4 (132.7 – 155.5)	88,8 $\pm$ 4,0 (84.4 – 94.3)	108,8 $\pm$ 4,3 (101.4 – 114.3)	82,6 $\pm$ 3,2 (79.0 – 86.1)	35,4 $\pm$ 3,8 (22.0 – 40.0)	(14 – 22)	256,2 $\pm$ 36,5 (212 – 314)
Machos (n= 10)	166,4 $\pm$ 8,9 (124.3 – 181.3)	99,8 $\pm$ 4,4 (82.3 – 107.9)	117,7 $\pm$ 6,2 (93.4 – 126.3)	88,6 $\pm$ 4,4 (72.4 – 93.5)	37,1 $\pm$ 3,7 (29.3 – 40.3)	(12 – 29)	338,0 $\pm$ 41,1 (170 – 419)

Os transmissores operavam com frequência de 150 MHz, com pelo menos 10 MHz de diferença entre eles, como recomendado pela literatura (JACOB; RUDRAN, 2003). A bateria dos transmissores apresentava meia-vida de 1,5 anos. Todos os transmissores foram testados antes de sua fixação à carapaça dos animais. Os transmissores não excederam 7% do peso corporal, como recomendado por SCHUBAUER (1981). Para a fixação dos transmissores a carapaça dos animais foi limpa com um pano e, em seguida, lixada para obter uma maior aderência da cola (Epóxi Araldite®). Os transmissores foram fixados à região crânio-dorsal da carapaça, com a antena estendendo-se caudalmente (Figura 5). Os animais permaneceram

por uma noite em cativeiro para permitir que a cola secasse antes da soltura. Os animais foram soltos no mesmo ponto em que foram capturados.

Figura 5 – Instalação dos rádio-transmissores nos cágados. (A) Limpeza da carapaça com uma lixa; (B) Transmissor acoplado à carapaça de uma fêmea

O monitoramento dos cágados equipados com transmissores foi realizado entre setembro de 2009 e dezembro de 2010. Os quelônios foram relocados quinzenalmente entre setembro e novembro de 2009 e mensalmente de dezembro de 2009 a dezembro de 2010. O monitoramento teve duração de quatro dias, em viagens quinzenais, e de três dias, em viagens mensais.

O monitoramento foi conduzido durante caminhadas feitas tanto no sentido nascente-foz como no sentido foz-nascente. Os cágados foram relocados pelas emissões de ondas de rádio (VHF), captadas com o auxílio de um receptor de rádio portátil RX-TLNX (TELENAX Wildlife Telemetry) e uma antena Yagi (três elementos paralelos) ligada por meio de cabos coaxiais ao receptor. Com esse receptor, a medida que nos aproximamos do transmissor é possível detectar um aumento na intensidade do sinal captado (alcance de 5 m). Diante da proximidade do receptor com o transmissor, outra antena mais precisa (antena coaxial direcional), com alcance de 3 m, foi usada para auxiliar o encontro visual dos animais.

As posições geográficas dos animais encontrados foram georreferenciadas com um GPS Garmin 60CSX® a cada relocação (uma por dia). Nos meses de novembro e dezembro de 2010 foi coletado apenas um ponto por animal, devido às fortes chuvas ocorridas durante os trabalhos de campo (Figura 6).

Nos casos em que os animais foram avistados durante o monitoramento evitou-se influenciar seu comportamento (TOZETTI; VETTORAZZO; MARTINS, 2009).

As coordenadas geográficas foram plotadas nos programas R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e GPS TrackMaker versão 13.8 (FERREIRA-JUNIOR, 1998-2000).

Figura 6 – Riacho estudado e coordenadas do ponto inicial de captura dos cágados

3.5 Monitoramento por rádio-telemetria e dificuldades encontradas (perda de transmissores)

No início de novembro de 2009 encontramos um macho sem o transmissor. O aparelho deve ter se descolado da carapaça do animal enquanto este realizava a travessia em um local com grande quantidade de raízes e material em decomposição, onde fora encontrado o transmissor. No entanto, não conseguimos recuperar o aparelho, pois o mesmo encontrava-se em um local muito profundo, sob o solo; esse animal teve seu transmissor substituído por outro novo e passamos a monitorar 10 machos e 9 fêmeas (foram adquiridos 20 transmissores). Após esse evento, realizamos viagens-extra para recapturar os animais com a finalidade de reforçar a cola dos transmissores. Para tanto, utilizamos cola do tipo durepóxi, que foi colocada em volta do transmissor (Figura 7A). Os animais foram mantidos em

cativeiro por aproximadamente 24h antes da soltura, para que a cola pudesse secar. A recaptura dos animais para reforço da cola teve duração de aproximadamente três meses e, durante esse processo, o transmissor de mais dois animais foram perdidos. Além desses animais, uma fêmea (♀118) liberada com o transmissor em novembro de 2009 não teve seu sinal captado em nenhuma das campanhas de campo que se seguiram.

Outros três animais (♀121, ♂256 e ♂150) não foram re-localizados a partir do mês de fevereiro de 2010. Trilhas anexas foram utilizadas em todas as viagens com a finalidade de reencontrá-los, sendo que apenas um deles (♂#150) foi reencontrado, o mesmo consistindo no exemplar que mais se distanciou do trajeto principal do riacho.

Em abril de 2010, outros dois transmissores se descolaram juntamente com os escudos da carapaça por conta do crescimento corpóreo dos animais, o que gerou uma certa preocupação a cerca da recorrência desse evento. Os dois transmissores perdidos na ocasião pertenciam a exemplares machos. Os equipamentos foram recuperados em perfeito estado. Também no mês de abril de 2010, constatamos que o transmissor de uma fêmea estava com defeito, pois o indivíduo foi avistado, mas o sinal sonoro do seu transmissor não foi captado pelo receptor (Figura 7 B, C e D). A fêmea foi levada ao alojamento e o seu transmissor foi substituído por um daqueles encontrados anteriormente. Esse evento passou a ser constante (ANEXO A).

Figura 7 – (A) Transmissor envolto em cola do tipo durepóxi. (B) Transmissor com defeito. (C) Vista posterior de um dos transmissores que se descolou devido ao crescimento do animal, com destaque para os escudos da carapaça. (D) Vista anterior de um dos transmissores que se descolou juntamente com os escudos da carapaça do animal. (E) Transmissor sem antena. (F) Vista lateral de um dos transmissores com o fio da antena desencapado

Cerca de cinco transmissores passaram a não emitir sinal a partir de fevereiro de 2010. Alguns animais foram recapturados, e pudemos notar que alguns transmissores apresentavam sinais de desgaste, com alguns casos em que o fio da antena encontrava-se descascado ou até mesmo quebrado (Figura 7 E e F). Em outubro de 2010 foi constatado que dois transmissores encontravam-se sem antena, mas ainda emitiam sinal. Em dezembro de 2010 apenas cinco transmissores encontravam-se em funcionamento (quatro fêmeas e um macho (ANEXO A)).

Os dados coletados em novembro e dezembro de 2010 não foram incluídos na análise, pois não foi possível coletar mais de um ponto por viagem devido às fortes chuvas que ocorreram nesse período.

Em abril e novembro de 2011 foram realizadas viagens a campo com o objetivo de retirar os transmissores dos animais. Os transmissores foram retirados com o uso de um canivete para a remoção do epóxi. Apenas um dos animais equipados com rádio-transmissores não foi relocado.

3.6 Bobinas de rastreamento (“thread-bobbins”)

O monitoramento dos animais com bobinas de rastreamento teve início em outubro de 2007, com uma fêmea e um macho monitorados, e viagens mensais ao campo foram feitas nos períodos de setembro de 2008 a fevereiro de 2009, março a dezembro de 2010 e em abril de 2011.

A cada viagem de campo pelo menos dois indivíduos (um macho e uma fêmea) foram monitorados pela técnica de bobinas de rastreamento por no mínimo três dias consecutivos.

Carretéis de linha foram utilizados para rastrear os movimentos dos animais durante três dias. Este dispositivo consistiu em um casulo que continha 300 m de linha média de 37 mm de comprimento por 14 mm de diâmetro e pesava cerca de 6 g (produzidos por Hiltex Indústria e Comércio de Fios Ltda., Itatiba, SP).

Durante todo o estudo, 18 indivíduos (11 fêmeas e sete machos) foram equipados com duas bobinas ligadas pelas extremidades (totalizando 600 m de fio). Esse dispositivo foi envolvido em uma película de plástico transparente (Figura 8A). A decisão de utilizar dois carretéis deveu-se ao fato de alguns dispositivos terem liberado grande quantidade de linha após o contato com a água durante os primeiros testes dessa metodologia. Para evitar perda de dados, optou-se pela utilização de dois carretéis.

Os carretéis foram fixados à carapaça do animal com fita adesiva do tipo “silver tape” (Figura 8B) (TOZETTI, 2006; TOZZETTI; TOLEDO, 2005; TOZETTI; VETTORAZZO; MARTINS, 2009; WILSON, 1994). O peso final do dispositivo foi inferior a 7% da massa corporal do indivíduo (SCHUBAUER, 1981; HARDY; GREENE, 1999).

Os animais foram liberados no local de captura, e a extremidade da linha foi amarrada a galhos ou raízes das proximidades (Figura 8C). Com esse dispositivo, a medida que o animal se desloca, o fio se desenrola do casulo deixando um “rastro de linha”, que reproduz o caminho percorrido. A linha abandonada permanece presa na vegetação, troncos caídos e rochas do riacho. Como a linha sai de dentro do novelo, não há necessidade de rotação da bobina para que esta se solte, evitando a formação de nós que limitariam o movimento do animal (TOZETTI, 2006). A trilha deixada pela linha foi mapeada usando uma bússola e uma trena. As distâncias entre os pontos e os ângulos do deslocamento foram transferidos para papel quadriculado e transformados em coordenadas cartesianas. Durante todo o trajeto foram tomadas medidas do ângulo em que o animal efetuou mudanças de direção.

Após submetidas a radiografias em aparelho de raios-X (GIBBONS; GREENE, 1979), três fêmeas foram selecionadas e equipadas com bobinas de rastreamento com o objetivo de

tentar localizar seus ninhos. Os dados de deslocamento dessas fêmeas não foram usados nas análises de deslocamento.

Durante a coleta de dados por ambos os métodos, garantimos que os quelônios não foram perturbados durante o encontro (TOZETTI; VETTORAZZO; MARTINS, 2009).

Figura 8 – (A) Bobinas de rastreamento; (B) duas bobinas envoltas em película plástica; (C) animal equipado com as bobinas

3.7 Estimativas de áreas de vidas

A área de vida não foi estimada para indivíduos que possuíam menos de 10 pontos de realocalizações (SEAMAN et al., 1999; SOLLA; BONDURIANSKY; BROOKS, 1999). Assim, dos animais monitorados, três (dois machos e uma fêmea) não tiveram suas áreas de vida estimadas.

A área de vida dos animais foi estimada pelos métodos do Polígono Convexo Mínimo (MCP, do inglês “Minimum Convex Polygon”) e Kernel LSCV “Least square cross validation” com o uso do programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e do pacote adehabitatHR (CALENGE, 2006). Foram calculadas as áreas de vida com 100% e 95% das realocalizações para o método MCP e 95% para LSCV-Kernel.

A literatura sugere que o melhor método para mensurar a área de vida de animais que vivem em riachos é o método Kernel 95% fixo com $h = \text{ref}$ (BLUNDELL; MAJER; DEBEVEC, 2001). Devido às poucas realocalizações e à forte autocorrelação entre todas as variáveis (distância entre as coordenadas geográficas, deslocamento e uso de habitat) presente nos dados (comum em dados coletados para esse tipo de estudo) (BÖRGER et al., 2006), a área de vida Kernel não pode ser mensurada com a utilização dos valores “default” para suavização de superfície ($h = \text{ref}$), pois os valores obtidos mostraram-se extremamente

superestimados. Para alguns indivíduos, a forte autocorrelação entre as poucas relocalizações obtidas também prejudicou a estimativa de h por LSCV. Para o estudo de área de vida de anfíbios e répteis o valor de suavização deve ser ajustado até que a área obtida por Kernel 95% seja similar à área obtida por MCP (ROW; BLOUIN-DEMERS; 2006). Desse modo, o valor de h (suavização) utilizado consistiu na média obtida por LSCV para todos os indivíduos. Essa medida foi adotada porque a ordem e a natureza dos dados não se mostraram prejudicadas pelo uso do mesmo valor de suavização para todos os dados e as áreas mostraram-se ainda similares às aquelas obtidas por MCP.

Com a finalidade de comparar a área de vida estimada a partir dos dois métodos utilizados simultaneamente na mesma população (em poucos casos, nos mesmos indivíduos), o método do Polígono Convexo Mínimo também foi aplicado aos dados de deslocamento obtidos com a técnica de bobinas de rastreamento. Esse método também foi importante para auxiliar na determinação do fator de suavização para o cálculo do tamanho da área de vida pelo método LSVC Kernel. O mesmo valor de suavização foi utilizado para mensurar a área de vida Kernel 95% em diferentes estações (fria e seca/ quente e úmida).

Outro método adotado para estimar a área de vida foi o método Cluster ou agrupamento por pontos vizinhos (“Nearest-neighbor Clustering”) (KENWARD et al., 2001). As áreas Cluster foram mensuradas com o uso do programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e do pacote adehabitatHR (CALENGE, 2006), sendo considerados valores entre 94 e 100% da área estimada pelo método.

Também foi mensurada a distância direta mínima, que consiste na mínima distância em linha reta entre os pontos mais longínquos de captura sobre o mapa cartográfico (“Distância direta Mínima” ou DDM) e ao longo do curso d’água (Distância direta ao longo do Rio ou DDR) (SEXTON, 1959).

Os tamanhos das áreas de uso e distância direta mínima foram comparados entre machos e fêmeas pelo teste não-paramétrico de Mann-Whitney.

O teste t de Student pareado foi utilizado para comparar os diferentes estimadores de área de vida. Por se tratar de uma comparação múltipla, foi utilizada a correção de Bonferroni para a determinação do nível de significância.

Regressões múltiplas foram utilizadas para comparar os tamanhos de área de vida com o comprimento da carapaça, comprimento do plastrão, massa corpórea e número de relocalizações por indivíduo. Foram selecionadas as variáveis que melhor representaram a relação (massa corpórea e número de relocalizações), seguidas por teste ANOVA. Por não apresentar distribuição normal, uma transformação logarítmica foi aplicada aos valores de

tamanho de área de vida. Em todos os casos, as diferenças foram consideradas significativas somente quando $p < 0,05$.

Para as áreas de vida estimadas pelo método Kernel foi também estabelecida a proporção de sobreposição das áreas de vida pelo métodos “HR”. A sobreposição de áreas foi estimada no programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e pacote adehabitatHR (CALENGE, 2006).

3.8 Uso de habitat

Em todas as relocações e para todos os animais avistados tanto pela telemetria como pelas bobinas, foram tomadas algumas medidas do micro-habitat local, tais como a profundidade e a velocidade da água, a distância até a margem mais próxima e características do leito e tipo de substrato do leito do riacho (arenoso, rochoso, arenoso/rochoso, presença ou não de material em decomposição e argiloso).

A velocidade da água foi medida utilizando-se uma bola de isopor de 3 cm de diâmetro que era colocada sobre a superfície e solta na direção da corrente. Com o auxílio de um cronômetro marcava-se o tempo que a bola levava para percorrer uma distância de 60 cm, previamente marcada. A velocidade da corrente é dada pela razão entre a distância percorrida pela bola e o tempo de deslocamento. Nos casos de captura de indivíduos jovens, também foram mensurados os descritores de habitat.

As mesmas características do micro-habitat foram mensuradas a cada ponto de mudança no ângulo de direcionamento ao longo da linha deixada pelos animais monitorados pelas bobinas.

Foram tomadas as coordenadas geográficas de todos os animais capturados em outras pesquisas realizadas na mesma área de estudo desde setembro de 2007 (ver FAMELLI, 2009). Esses dados também foram incluídos na análise de uso de habitat, uma vez que para todos os animais capturados foram tomadas as mesmas medidas de micro-habitat citadas acima.

As medidas de micro-habitat coletadas ao longo do trajeto executado pelos animais (telemetria, bobinas e captura manual) foram comparadas por meio do teste LME “Linear Mixed-effects Models”. LME é uma função genérica que permite minimizar o erro implícito ao mesmo grupo de dados em coletas simultâneas e não-independentes, que podem ser altamente correlacionadas e/ou têm variâncias desiguais. Nesse caso, a função foi utilizada com a finalidade de randomizar os valores de uso de habitat coletados para um mesmo indivíduo ao longo das trajetórias percorridas, seja por bobinas, telemetria ou múltiplas

capturas ao longo do estudo. A comparação entre os diferentes tratamentos e sexos foi realizada por meio de ANOVA. Por não se tratar de amostras com distribuição normal, todas as variáveis ambientais mensuradas sofreram transformação logarítmica. Devido à presença de valores equivalentes a zero no banco de dados, o valor 0,5 foi somado aos dados obtidos antes de sofrerem a transformação logarítmica. Para os dados de substrato foi utilizado o teste χ^2 (qui-quadrado). Todas as análises foram desenvolvidas no programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Para todos os casos as diferenças foram consideradas significativas quando $p < 0,05$.

3.9 Disponibilidade de habitat

Para a coleta de dados referentes à disponibilidade de habitat foram demarcados pontos a cada 20 m no riacho, onde foram medidas as seguintes variáveis: profundidade, distância da margem, velocidade da correnteza e tipo de substrato do riacho. As medidas foram feitas com o auxílio de trena, cronômetro e uma bolinha de isopor, com peso constante para todos os pontos, a fim de homogeneizar o cálculo da velocidade em diferentes pontos do riacho (mesma técnica utilizada para medir a velocidade nos pontos de captura dos animais). Foi realizada uma análise exploratória dos dados de micro-habitat por técnicas de geoestatística para avaliar a randomização e a hipótese de dependência espacial na amostra (dados distribuídos não aleatoriamente, TOBLER, 1979).

O teste χ^2 (qui-quadrado) foi utilizado com a finalidade de comparar a disponibilidade de habitat com o uso feito pelos animais. Essas análises foram realizadas no programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

3.10 Trajetória percorrida e ângulos de movimentação

As coordenadas geográficas dos animais monitorados por telemetria foram inseridas no programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e submetidas a uma análise exploratória da trajetória efetuada pelos animais com o uso do pacote adehabitatLT (CALENGE, 2006; CALENGE; DRAY; ROYERS-CARENZI, 2009). Com esse pacote foi possível comparar os ângulos de deslocamento das trajetórias com aqueles coletados para os animais monitorados com a técnica de bobinas. Para essa análise foram utilizados os pacotes Circular e CircStats do programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012). Esses dois pacotes permitem analisar os ângulos por meio da aplicação de estudo de circunferências.

Comparações entre a direção do deslocamento e homogeneidade da concentração de observações ao longo da circunferência (teste kappa; disponível em: http://rgm3.lab.nig.ac.jp/RGM/r_function?p=circular&f=equal.kappa.test; R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) foram feitas tanto para comparar as técnicas de coleta de dados utilizadas (telemetria e bobinas) como para verificar possíveis diferenças entre machos e fêmeas. As análises foram seguidas por teste χ^2 com a finalidade de identificar possíveis diferenças.

3.11 Telemetria: distâncias entre relocalizações diárias e mensais

As distâncias entre os pontos de localização por telemetria (deslocamento diário e distância entre relocalizações mensais) foram mensuradas no programa GPS TrackMaker (FERREIRA-JUNIOR, 1998-2000).

O deslocamento diário e o deslocamento entre recapturas consecutivas foram comparados tanto entre machos e fêmeas como para cada sexo. Para essa comparação foi utilizada ANOVA. Esses testes foram realizados no programa Minitab 15 (MINITAB STATISTICAL SOFTWARE, 2007). Em todos os casos, as diferenças foram consideradas significativas somente quando $p < 0,05$.

3.12 Monitoramento por bobinas de rastreamento e análise de deslocamento

A cada relocalização, foi medida a distância em linha reta entre o ponto inicial e o ponto final de cada dia de monitoramento, que representa a distância efetivamente percorrida (DEP). Foi medido também o comprimento da linha abandonada pelas bobinas entre dois pontos consecutivos, sendo este denominado distância em linha reta entre localizações consecutivas (DLR) ou deslocamento real. A existência de diferenças entre esses dois tipos de deslocamento foi analisada pelo teste não-paramétrico de Mann-Whitney. O mesmo teste foi utilizado para comparar a distância nos deslocamentos entre machos e fêmeas. Com a finalidade de verificar se havia diferença no deslocamento “intra-grupo” foi utilizado o teste- t de Student. Foi feita uma comparação entre o deslocamento médio diário no primeiro, segundo e terceiro dia de monitoramento utilizando-se ANOVA seguida pelo teste de Tukey. Em todos os casos, as diferenças foram consideradas significativas quando $p < 0,05$. Os testes e gráficos foram feitos no programa Minitab 15 (MINITAB STATISTICAL SOFTWARE, 2007).

4 RESULTADOS

Foram realizadas 449 relocalizações (aproximadamente 26,4 relocalizações por indivíduo) por meio da técnica de rádio-telemetria (Figura 9). Nesses casos, nota-se que os animais não se afastaram muito do curso d' água.

Figura 9 - Imagem georeferenciada dos riachos (linhas) utilizados no estudo com a localização geográfica de 449 pontos de nove machos e oito fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* no Parque Estadual Carlos Botelho (SP) entre setembro de 2009 e dezembro de 2010

4.1 Área de vida de *Hydromedusa maximiliani*

4.1.1 Estimativas de área de vida

O tamanho da área de vida de 17 indivíduos monitorados por telemetria no período compreendido entre setembro de 2009 a dezembro de 2010 variou de 0,10 a 4,38 ha, dependendo do estimador utilizado (Tabela 2). A comparação entre os diferentes estimadores de área de vida revelou diferença significativa apenas entre Kernel e DDM, Cluster e DDM e DDM e DDR ($t = -4,53$; $p < 0,05$; $N = 17$).

Tabela 2 – Área de vida (ha) mensurada pelas técnicas do Polígono Convexo Mínimo (MCP) com 100% e 95% das relocalizações; Kernel 95% com suavidade h ajustada por LSCV, Cluster (90 a 100%) e distância direta mínima (DDM) dos machos e fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* monitorados por rádio- telemetria entre setembro de 2009 e dezembro de 2010 no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. Valores expressos em média $\pm$ desvio padrão

	MCP 100%	MCP 95%	K _{95%} (LSCV)	Cluster	DDM (Km)	DDR (Km)
Fêmeas (N = 8)	0,4706 $\pm$ 0,22 (0,1861 – 0,7540)	0,4328 $\pm$ 0,6 (0,1860 – 0,7154)	0,5211 $\pm$ 0,5 (0,4057 – 0,7506)	0,5330 $\pm$ 0,10 (0,3906 – 0,7181)	0,1530 $\pm$ 0,07 (0,085 – 0,3068)	0,2615 $\pm$ 0,13 (0,1304 – 0,5567)
Machos (N = 9)	1,503 $\pm$ 1,51 (0,1865 – 4,4180)	1,392 $\pm$ 2,3 (0,1686 – 4,3758)	0,5830 $\pm$ 0,7 (0,2977 – 1,1265)	0,8429 $\pm$ 0,85 (0,1460 – 2,5622)	0,2881 $\pm$ 0,2089 (0,0714 – 0,6643)	1,407 $\pm$ 4,2 (0,346 – 1,5424)

O método Cluster revelou um intenso uso interno das áreas de vida de cada um dos animais (Figura 10), enquanto que por meio dos métodos MCP e Kernel foi possível verificar uma intensa sobreposição entre as áreas de vida dos animais monitorados (Figura 11).

Fêmeas apresentaram área de $0,43 \pm 0,10$ ha para a estação quente e úmida e $0,37 \pm 0,11$ ha para a estação fria e seca. Não houve diferença significativa entre o tamanho das áreas para as diferentes estações ($t = 0,99$; $p = 0,3417$). Para os machos o tamanho das áreas calculado para a estação fria e seca foi de $0,39 \pm 0,14$ ha e para a estação quente e úmida foi de $0,38 \pm 0,19$ ha. Não houve diferença significativa entre o tamanho das áreas para as duas estações ($t = -0,2942$; $p = 0,7729$) (Figura 12).

Figura 10 - Áreas de vida de 17 indivíduos do cágado *Hydromedusa maximiliani* obtidas pela técnica Cluster. Figuras produzidas no programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e pacote adehabitatHR (CALENGE, 2006)

Figura 11 - Áreas de vida mensuradas para 17 indivíduos do cágado *Hydromedusa maximiliani* por meio de diferentes estimadores. (A) Polígono Convexo Mínimo 95% e (B) Kernel 95% LSCV. Figuras produzidas no programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e pacote adehabitatHR (CALENGE, 2006)

Figura 12 - Áreas de vida mensuradas pelo método Kernel 95% LSCV para 17 indivíduos do cágado *Hydromedusa maximiliani* para as estações quente e úmida (A); e fria e seca (B). Esquemas produzidos no programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e pacote adehabitatHR (CALENGE, 2006)

4.1.2 Área de vida estimada pelo método de bobinas de rastreamento e comparação entre as duas técnicas (bobinas e rádio-telemetria)

O tamanho da área utilizada pelos animais durante o período de monitoramento com bobinas de rastreamento (cerca de 72 horas) calculado pelo método do Polígono Convexo Mínimo não foi estatisticamente diferente das estimativas obtidas por meio da técnica de telemetria (1 ano de monitoramento), tanto para o MCP100% como para o MCP95% ($F_{1,13} = 1,253$; $gl = 28,43$; $p = 0,2118$). Em alguns casos essas áreas foram estimadas para os mesmos indivíduos pelas duas técnicas, como por exemplo para a ♀30 (Figura 13 A e B) e a ♂216 (Figura 13 C e D). Os dados obtidos por rádio-telemetria entre novembro de 2009 e dezembro 2010 para a ♀30 geraram uma estimativa de 0,79 ha; e de 0,55 ha pelas bobinas de rastreamento em monitoramento contínuo de cerca de 72 horas. Já para o ♂216, a partir dos dados de rádio-telemetria obtidos entre novembro de 2009 e maio de 2010, a área foi estimada em 0,8340 ha; e por meio do monitoramento contínuo de cerca de 72 horas por bobinas de rastreamento a área de vida foi estimada em 0,7772 ha (Figura 13 A a D).

As estimativas MCP para os dados obtidos pelas bobinas de rastreamento não foram estatisticamente diferentes entre machos e fêmeas ($U = 24$; $p = 0,2682$; $N = 18$). Os machos apresentaram área de vida média de $288,65 \pm 307,08 \text{ m}^2$ (amplitude: 39,86 – 1005,00 m^2),

enquanto as fêmeas, de $61,38 \pm 38,99 \text{ m}^2$ (amplitude: $7,52 - 114,97 \text{ m}^2$). Considerando ambos os sexos, a área de vida média foi de $162,39 \pm 230,51 \text{ m}^2$ (amplitude: $7,52 - 1005,00 \text{ m}^2$).

Figura 13 - Área de vida da ♀30 e do ♂216 estimadas a partir dos dados de (A) bobina de rastreamento (linha preta) e de (B) rádio-telemetria

4.1.3 Relações entre o tamanho corpóreo e as áreas de vida

Por meio de análise de regressão múltipla (CC; CP; massa corpórea e número de realocações comparados ao tamanho das áreas de vida estimadas pelos diferentes métodos) foi possível verificar que a massa corpórea juntamente com o número de realocações por indivíduos apresentaram relação positiva com o tamanho da área mensurada pelo método MCP ($F_{1,15} = 6,3197$; $p < 0,05$; $n = 17$) (Figura 14A). A mesma relação em comparação com as áreas estimadas pelo método Kernel foi estatisticamente significativa ($F_{1,15} = 4,06$; $p < 0,05$; $n = 17$) (Figura 14B). Não houve relação entre as variáveis biométricas e o tamanho da área de vida mensurada pelo método Cluster ($F_{1,15} = 0,3074$; $p = 0,5874$; $n = 17$).

Figura 14 – Regressões lineares entre o tamanho da área de vida mensurada pelo método (A) Polígono Convexo Mínimo (MCP) e (B) Kernel comparado com a massa corpórea dos animais (eixo x) e número de realocações por indivíduo (representado pelo aumento no diâmetro dos círculos)

4.1.4 Sobreposição de áreas de vida

Todos os animais monitorados apresentaram sobreposição de área de vida (Figura 9). As fêmeas apresentaram sobreposição de área com pelo menos um macho. Contudo, duas fêmeas, F#30 e F#221, tiveram suas áreas utilizadas por três e por quatro machos, respectivamente. Apenas um macho (M#232), o menor macho monitorado pela técnica de rádio-telemetria, não

apresentou sobreposição de área com nenhuma das fêmeas monitoradas no estudo. Contudo, esse macho teve sua área utilizada por outros quatro machos em uma proporção de 100% de utilização por todos eles.

Houve casos em que fêmeas não tiveram suas áreas utilizadas por nenhuma outra fêmea, enquanto outras tiveram suas áreas sobrepostas com as de até duas fêmeas. A proporção da área de vida das fêmeas utilizada por outras fêmeas variou de 2 a 75%, com média de $29,00 \pm 0,26\%$. A proporção de áreas de vida compartilhada entre machos variou de 2 a 86%. O número de machos que compartilharam a mesma área variou de um a cinco, mas em média pelo menos dois machos compartilharam a mesma área. Houve diferença significativa na proporção de áreas sobrepostas entre indivíduos do mesmo sexo (teste t pareado; $t = -2,1295$; $p < 0,05$).

Fêmeas e machos apresentaram diferença significativa na proporção de sobreposição de áreas ($t = -5,7136$; $p < 0,005$; $N = 17$). As fêmeas usaram em média 13% (DP = 0.12; amplitude 0.02 – 0.44) da área dos machos, enquanto os machos usaram em média 70% (DP = 0.38) da área das fêmeas, com amplitude de 6 a 100%. Observou-se que machos utilizaram 100% da área das fêmeas em mais da metade (58%) das observações.

4.2 Movimentação

4.2.1 Análise do deslocamento pela técnica de rádio-telemetria

Não foram detectadas diferenças significativas entre o deslocamento diário das fêmeas monitoradas ($p = 0,709$) (Figura 17). As fêmeas apresentaram em média um deslocamento de 30 m por dia (DP = 2).

Figura 17 - Deslocamento diário de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, monitoradas pela técnica de rádio-telemetria entre setembro de 2009 e dezembro de 2010

Também não houve diferença significativa na distância entre as coordenadas geográficas obtidas entre recapturas consecutivas ($p = 0,611$) (Figura 18A), o que inclui o deslocamento diário, e também entre viagens de campo (mensal). A distância média entre as coordenadas geográficas foi de 40,17 m (DP= 2). No entanto, na primeira análise não foram incluídos os dados de deslocamento da ♀#121. Essa foi uma das fêmeas que apresentou a maior distância entre recapturas consecutivas, o que ocorreu no monitoramento realizado entre os meses de novembro e dezembro de 2009. Essa fêmea entrou em uma das bifurcações do riacho principal e seguiu por alguns meses a jusante. Quando os dados de deslocamento dessa fêmea foram incluídos na análise (Figura 18B), houve diferença significativa entre o deslocamento das fêmeas ($p = 0,003$).

Figura 18 – (A) Análise de variância (ANOVA) da distância entre consecutivas relocações de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* monitoradas pela técnica de rádio-telemetria no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, exceto ♀ 121; (B) ANOVA com a inclusão dos dados da ♀ 121

O deslocamento diário dos machos foi de 4,05 m/dia (DP = 2,95) e não apresentou diferença significativa quando comparado entre os mesmos ($p = 0,906$) (Figura 19). No entanto, foi detectada diferença significativa entre a distância de recapturas entre os pontos de relocações mensais ($6,8 \pm 6,9$ m; $p = 0,03$). Os maiores valores de deslocamento (Figura 20) corresponderam aos indivíduos que utilizaram os riachos anexos ao leito principal, com destaque para a ♀ #150.

A comparação da distância entre as recapturas mensais e machos e fêmeas mostrou-se significativo no teste não-paramétrico de Mann-Whitney ($p = 0,03$). Quando os “outliers” não foram excluídos o deslocamento não foi estatisticamente diferente ($p = 0,0688$).

Figura 19 - Deslocamento diário de machos de *Hydromedusa maximiliani* no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, monitorados pela técnica de rádio-telemetria entre setembro de 2009 e outubro de 2010

Figura 20 - Distância entre consecutivas relocalizações de machos de *Hydromedusa maximiliani* monitorados pela técnica de rádio-telemetria no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

4.2.2 Deslocamento sazonal

Houve diferença significativa no padrão de deslocamento diário ao longo dos meses ($p < 0,001$). Nota-se que em novembro de 2009 houve um padrão de deslocamento por maiores distâncias, com destaque para uma fêmea que se deslocou por 109 m num período de 24 horas (Figura 21). Já em junho, não houve deslocamento de nenhum indivíduo, estes permaneceram entocados ou as distâncias foram muito pequenas para serem mensuradas diante dos erros já existentes na obtenção das coordenadas pelo GPS. Os meses de novembro e dezembro de 2010 não foram incluídos nessa análise, pois, devido às fortes chuvas durante os trabalhos de campo, nesses meses foi coletado apenas um ponto por viagem.

Figura 21 - Deslocamento diário de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* monitoradas pela técnica de rádio-telemetria no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, entre outubro de 2009 e outubro de 2010

Houve diferença significativa ($p = 0,007$) entre as distâncias entre relocalizações mensais obtidas para as fêmeas (Figura 22). Nota-se um pico nos valores de deslocamento na transição de dezembro para janeiro. Os valores de deslocamento mantiveram-se dentro de uma mesma faixa (0 a 15 m) ao longo do restante do ano de monitoramento.

Figura 22 - Distância entre relocalizações mensais de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* monitoradas pela técnica de rádio-telemetria no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

O deslocamento diário de machos também apresentou diferença significativa ao longo dos meses de estudo ($p < 0,001$). As maiores distâncias de deslocamento foram observadas no mês de novembro de 2009, com dois indivíduos com deslocamentos acima de 10 m/dia (Figura 23).

Figura 23 - Deslocamento diário de machos de *Hydromedusa maximiliani* monitorados pela técnica de rádio-telemetria no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, entre outubro de 2009 e outubro de 2010

Nos machos não foi detectada diferença significativa na distância entre relocalizações mensais consecutivas ($p = 0,131$). No entanto, observou-se um aumento na distância percorrida pelos animais na transição de fevereiro para março, que se manteve até julho. As maiores distâncias percorridas foram observadas entre março e junho (Figura 24).

Figura 24 - Distância entre relocalizações mensais de machos de *Hydromedusa maximiliani* monitoradas pela técnica de rádio-telemetria no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

4.2.3 Relação entre o tamanho corpóreo e o padrão de deslocamento dos animais monitorados por rádio-telemetria

Houve relação positiva entre o tamanho corpóreo e o deslocamento diário médio dos animais monitorados por rádio-telemetria ($F_{1,15}$: 6.2587; $p < 0,05$; $N=17$) contudo, a melhor variável capaz de explicar essa relação foi o comprimento da carapaça ($F_{1,15}$: 6.3797; $p < 0,05$). Os machos foram relativamente maiores que as fêmeas (Tabela 1) e apresentaram maior deslocamento. Contudo, o ♂232, mesmo sendo o menor animal monitorado no presente estudo, apresentou maior deslocamento que a grande maioria das fêmeas (Figura 25).

Figura 25 – Relação entre o tamanho corpóreo (tamanho da carapaça) e o deslocamento diário de *Hydromedusa maximiliani* monitorados pela técnica de rádio-telemetria no Parque Estadual Carlos Botelho, SP entre outubro de 2009 e outubro de 2010. Triângulos representam machos, círculos representam fêmeas

4.2.4 Análise do deslocamento: bobinas de rastreamento

Em outubro de 2007 foram monitorados dois indivíduos, um macho e uma fêmea, com a técnica de bobinas de rastreamento. Entre julho de 2008 e fevereiro de 2009 foram monitorados 10 animais, sendo quatro machos e seis fêmeas. Em 2010 (entre março e dezembro) foram monitorados sete indivíduos (três machos e quatro fêmeas) e em abril de 2011, dois machos.

Notou-se que no primeiro dia de monitoramento com bobinas de rastreamento os animais percorreram maiores distâncias, com média de DEP de $48,84 \pm 38,75$ m. Logo após a soltura, cerca de 70% dos animais apresentaram deslocamento terrestre em uma extensão com variação de 0,83 a 15,77 m ($4,97 \pm 4,82$ m), mas logo retornavam para o riacho. No segundo dia de monitoramento foi observado o uso e a permanência em tocas em mais de 50% dos animais monitorados, o que também caracterizou uma diminuição no deslocamento no segundo dia ($15,19 \pm 18,26$ m). Houve, contudo, um aumento no deslocamento no terceiro dia de monitoramento ($25,94 \pm 34,96$ m); houve diferença significativa apenas entre o primeiro e o segundo dia de monitoramento ($F = 5.868$, $gl = 31.94$, $p = 0.006$). A DEP diária média de todas as fêmeas

monitoradas no estudo foi de $18,10 \pm 23,43$ m (0–76,42 m) e a dos machos foi de $43,21 \pm 39,91$ m (0–136,45). Não houve diferença significativa entre os deslocamentos de machos e fêmeas n (teste Mann-Whitney; $U = 241$, $p = 0.008$, $N = 21$ (Tabela 3).

A DEP diária média para a estação fria e seca foi de $22,57 \pm 22,96$ m (0–136,45) e na estação quente e úmida foi de $35,39 \pm 40,27$ m (0–136,45). Apesar de não ter sido encontrada diferença significativa na DEP diária média entre as estações quanto comparadas pelo teste de Mann-Whitney ($U = 353.5$, $p = 0,4924$, $N = 21$; Tabela 3), foram encontradas diferenças no padrão de movimentação entre os sexos quando comparadas as estações quente e úmida ($U = 79$; $z = -2.045$; $p = 0.04$, $N = 14$; Tabela 3) e fria e seca ($U = 36$; $z = -2.059$; $p = 0.039$, $N = 7$; Tabela 3). Na estação fria e seca a DEP média diária foi de $15,54 \pm 23,15$ m (0 – 76,42 m) para as fêmeas e de $29,60 \pm 21,42$ m (5,8 - 60,88 m) para os machos. Para a estação quente e úmida os valores médios de DEP foram de $19,80 \pm 24,12$ m (0 – 76,38 m) para as fêmeas e de $54,09 \pm 48,08$ m (0 – 136,45 m) para os machos.

A DLR diária média de todos os indivíduos foi de $10,91 \pm 12,47$ m (0,5 – 18). A DLR diária média das fêmeas foi de $8,99 \pm 6,08$ m (0,5 – 18) quando calculada para todos os animais monitorados. Já para a estação quente e úmida a DLR diária média das fêmeas foi de $10,47 \pm 5,85$ m (2,9 – 16,67) e para a estação fria e seca foi de $5,04 \pm 5,74$ m (0,5 – 18). Para os machos a DLR média diária foi de $16,59 \pm 16,78$ m (2,16 – 52,67) e para as diferentes estações foi de $48,48 \pm 44,08$ m (9,5 – 75,16) na estação quente e úmida e de $29,85 \pm 22,65$ m (11,46 – 44,42) para a estação fria e seca. Não foi encontrada diferença significativa na comparação da DLR entre machos e fêmeas ($U = 52$; $z = -0,1763$; $p = 0,8601$, $N = 21$). Não houve diferença significativa entre as estações do ano quando o DLR médio foi comparado pelo teste Mann-Whitney ($U = 38$; $z = -0,9777$; $p = 0,3282$; Tabela 3).

Houve diferença significativa entre os dados diários médios de DEP e DLR ($U = 1195$; $z = -1,903$; $p = 0,057$). Diferença significativa também foi encontrada quando a soma do deslocamento (DEP e DLR) dos três dias de monitoramento foi comparada pelo teste paramétrico t de student ($t = 5,603$; $p < 0,001$; $n = 21$). A soma do deslocamento durante os três dias de monitoramento pode ser vista na Figura 26, onde é possível observar um maior deslocamento da espécie de outubro até o final da estação chuvosa, seguido de um período de baixa movimentação, correspondente à estação fria, em que se tornam escassos os deslocamentos. Nesse período, foram

observados animais enterrados ou entocados em áreas na beira dos riachos, o que foi possível identificar devido o sinal do rádio.

Foi constatada uma grande movimentação no ambiente terrestre pelas fêmeas ovígeras monitoradas. Esses animais se distanciaram cerca de mais de 70 m de distância da linha d'água. No entanto, os ninhos não foram encontrados. Os valores de deslocamento dessas fêmeas não foram incluídos nas análises.

Tabela 3 - Medidas da distância efetivamente percorrida (DEP) e distância em linha reta entre os pontos inicial e final do deslocamento (DLR) de 21 indivíduos de *Hydromedusa maximiliani* monitorados com a técnica de boninas de rastreamento durante três dias no Parque Estadual Carlos Botelho (SP). Valores expressos em média $\pm$ DP (média dos três dias)

		DEP média (m/dia)	DLR média (m/dia)
Fêmeas (n=11)	Anual	18.10 $\pm$ 23.43 (0 – 76.42)	8.99 $\pm$ 6.08 (0.5 – 18)
	Fria e seca (n=7)	15.54 $\pm$ 23.15 (0 – 76.42)	5.04 $\pm$ 5.74 (0.5 – 11.5)
	Quente e úmida (n=14)	19.80 $\pm$ 24.12 (0 – 76.38)	10.47 $\pm$ 5.85 (2.9 – 18)
Machos (n=10)	Anual	43.21 $\pm$ 39.91 (0 – 136.45)	16.59 $\pm$ 16.78 (2.1 – 52.6)
	Fria e seca (n=7)	29.60 $\pm$ 21.42 (5.8 – 60.88)	14.43 $\pm$ 14.63 (2.1 – 39.6)
	Quente e úmida (n=14)	54.09 $\pm$ 48.08 (0 – 136.45)	18.74 $\pm$ 20.19 (2.6 – 52.6)
Todos (n=21)	Anual	29.99 $\pm$ 34.40 (0 – 136.45)	12.61 $\pm$ 12.65 (1.5 – 158)
	Fria e seca (n=7)	22.57 $\pm$ 22.96 (0 – 76.42)	10.91 $\pm$ 12.47 (0.5 – 39.6)
	Quente e úmida (n=14)	35.39 $\pm$ 40.27 (0 – 136.45)	13.65 $\pm$ 13.17 (2.6 – 52.66)

Figura 26 - Deslocamento de fêmeas (A) e machos (B) de *Hydromedusa maximiliani* monitorados pela técnica de bobinas de rastreamento no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. DEP: distância efetivamente percorrida (círculo + linha tracejada); DLR: distância em linha reta entre relocalizações consecutivas (quadrado + linha contínua)

4.3 Trajetória e ângulos de movimentação

4.3.1 Trajetória: bobinas de rastreamento

Houve constante variação nos ângulos de direcionamento dos animais monitorados por rádio-telemetria ao longo de um ciclo anual; as trajetórias podem ser descritas como sinuosas e em “zig-zag” (Figura 27A e B).

Nota-se que o trajeto em formato “zig-zag” percorrido durante todo o monitoramento por telemetria (mais de um ano), muito se assemelha àqueles esquematizados para a técnica de bobinas de rastreamento (Figuras 12 e 13). Nota-se que em muitos casos o ponto inicial encontrava-se nas proximidades do ponto final do trajeto, o que também foi observado no monitoramento com bobinas de rastreamento.

4.3.2 Trajeto: rádio-telemetria

Houve constante variação nos ângulos de direcionamento dos animais monitorados por telemetria ao longo de um ciclo anual; as trajetórias podem ser descritas como sinuosas e em “zig-zag” (Figura 27A e B).

Nota-se que o trajeto em formato “zig-zag” percorrido durante todo o monitoramento por telemetria (mais de um ano), muito se assemelha àqueles esquematizados para a técnica de bobinas de rastreamento (Figuras 12 e 13). Nota-se que em muitos casos o ponto inicial encontrava-se nas proximidades do ponto final do trajeto, o que também foi observado no monitoramento com bobinas de rastreamento.

Não houve direção preferencial ao longo do trajeto percorrido durante todo o período de monitoramento por rádio-telemetria, com 37% dos movimentos rumo à foz e 33% rumo à nascente. Em 25% das relocalizações diárias (três dias de monitoramento) os animais permaneceram no ponto do dia anterior ou em suas proximidades. Esse fato também ocorreu nas relocalizações mensais, o que gerou certa preocupação devido à perda dos transmissores, já que nem sempre os animais eram avistados, o que gerava certa desconfiança a respeito da presença efetiva do animal no local, fato que só poderia ser confirmado pelo encontro visual ou movimentação. Esse evento ocorreu com pelo menos cinco animais monitorados (Anexo I), com destaque para duas fêmeas; uma delas (♀74) permaneceu sete meses (abril a outubro de 2010) no mesmo local e outra (♀41) teve o seu sinal captado durante 10 meses (janeiro a outubro de 2010).

na mesma região (Anexo I). Contudo, as duas fêmeas citadas foram recapturadas em abril de 2012 (viagem realizada para retirada dos rádio-transmissores) e foi possível constatar que ambas ainda possuíam o transmissor, o que indica que os sinais captados realmente pertenciam aos animais monitorados.

Figura 27 - Esquemas do trajeto percorrido pelas fêmeas (A) e pelos machos (B) de *Hydromedusa maximiliani* monitorados pela técnica de rádio-telemetria entre setembro de 2009 e dezembro de 2010 do Parque Estadual Carlos Botelho, SP. O triângulo azul indica o início da trajetória e o quadrado vermelho indica o final. Figuras produzidas no programa R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e pacote adehabitatLT (CALENGE, 2006)

4.3.3 Ângulos de deslocamento: comparação entre machos e fêmeas

Os ângulos de deslocamento de machos e fêmeas monitorados por bobinas de rastreamento mostraram-se significativamente diferentes ($\chi^2 = 18.12$; $df=1$; $p < 0.005$). As fêmeas desenvolveram trajetórias com leve desvio para ângulos próximos a 220° e machos 30° a 180° (Figura 29). Contudo, não houve diferença na distribuição dos pontos no teste kappa (teste da homogeneidade da concentração de parâmetros) ($\chi^2 = 1,521$; $df = 1$; $p = 0,2175$).

Não foram encontradas diferenças significativas entre fêmeas e machos quando comparados os ângulos utilizados ao longo do trajeto medidos por telemetria ($\chi^2 = 0.01377$; $df = 1$; $p = 0.9066$). Também não houve diferença entre os sexos quando a distribuição dos dados de angulação coletados por telemetria foi comparada pelo teste kappa ($\chi^2 = 0.07585$; $df=1$; $p = 0.783$).

4.3.4 Direção e distribuição dos ângulos: comparação entre telemetria e bobinas de rastreamento

Não foi observada diferença significativa entre a direção dos ângulos utilizados por machos ($\chi^2 = 1.033$; $df=1$; $p = 0.3094$) quando comparadas as trajetórias desempenhadas por telemetria e bobinas de rastreamento. Contudo, foi detectada diferença significativa na distribuição dos pontos no teste kappa ($\chi^2 = 14.42$; $df=1$; $p < 0.001$). Apesar disso, não foram observadas diferenças quando comparada a direção dos ângulos ao longo das trajetórias desenvolvidas pelas fêmeas monitoradas pelas duas técnicas ($\chi^2 = 1.084$; $df = 1$; $p = 0.2978$) e também não houve diferença na distribuição dos pontos ($\chi^2 = 3.31$; $df = 1$; $p = 0.06887$) na comparação entre os métodos de coleta de dados utilizados.

Figura 29 – Ângulos de deslocamento desenvolvidos ao longo da trajetória de machos (A = bobinas de rastreamento; C= telemetria) e fêmeas (B= bobinas de rastreamento; D= telemetria) de *Hydromedusa maximiliani* no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

4.4 Uso e seleção de habitat

4.4 Uso de Habitat

O uso de telemetria tornou possível a constatação da grande intensidade do uso de tocas pelos cágados durante todo o ano de monitoramento. Em mais de 70% das relocalizações os animais encontravam-se entocados em buracos formados entre a linha d'água e o riacho. Na maioria dos casos esses buracos eram parcialmente preenchidos por água e apresentavam raízes e material em decomposição. Em uma dessas relocalizações (novembro de 2009) um macho e uma fêmea foram observados compartilhando a mesma toca. Esse fato só pode ser observado por meio de uma fotografia tirada de dentro da toca (Figura 30).

As medidas de profundidade utilizadas pelos animais variaram de 0 a 60 cm para fêmeas, de 0 a 120 cm para machos e de 0 a 46 cm para jovens, dependendo da técnica utilizada (captura manual, telemetria ou bobinas de rastreamento). Não houve diferença significativa entre as medidas de profundidade medidas para os indivíduos adultos ($F_{1,98}=2.2411$; $p= 0.1376$) em nenhuma das técnicas utilizadas ($F_{2,98}= 0.9084$; $p= 0.4065$) (Figura 31A).

Houve diferença significativa quando comparada a velocidade da correnteza tanto entre machos e fêmeas ($F_{1,96} = 11.43$; $p < 0.005$) como entre os métodos de coleta de dados ($F_{2,96}= 11.77$; $p < 0.005$). A velocidade da correnteza variou de 0 a 32 cm/s em machos e 0 a 30 cm/s em fêmeas nos locais de captura. Já pelas bobinas de rastreamento a amplitude foi de 0 a 37.5 cm/s para machos e de 0 a 30 cm/s para fêmeas. Para a técnica de telemetria, as fêmeas apresentaram amplitude de 0 a 21.1 cm/s, enquanto os machos tiveram valores de velocidade entre 0 e 20 cm/s (Figura 31B).

Diferença significativa foi observada para a distância da margem entre os métodos ($F_{2,96}= 7.24669$; $p= 0.0012$). Contudo, não houve diferença entre machos e fêmeas ($F_{2,96}= 2.91405$; $p= 0.0910$). A distância da margem variou de 0 a 285 cm em machos e 0 a 186 cm em fêmeas. A média da distância da margem para fêmeas monitoradas por telemetria foi de $25,7 \pm 31,7$ cm, pelas bobinas a média foi de $68,3 \pm 51,8$ e por captura $27,2 \pm 33,2$. Já os machos apresentaram média de $36,8 \pm 43,2$ pela telemetria, $64,6 \pm 31,6$ quando monitorados por bobinas de rastreamento e $26,7 \pm 53,5$ quando capturados manualmente (Figura 31C).

Figura 30 - Macho monitorado com rádio-transmissor compartilhando a toca com uma fêmea

Figura 31 – Uso de habitat de fêmeas (F) e machos (M) do cágado *Hydromedusa maximiliani* monitorados por bobinas de rastreamento (B); captura (C) e telemetria (T) entre setembro de 2009 e abril de 2011 no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. (A) profundidade da água; (B) velocidade da água; e (C) distância da margem

Houve diferença significativa entre os dados de substrato coletados pelos diferentes métodos utilizados na presente pesquisa ($\chi^2 = 302.1779$, $df = 14$, $p < 0.005$). Machos e fêmeas ocuparam preferencialmente substrato arenoso/rochoso, mas diferença significativa foi encontrada entre a distribuição dos indivíduos nos oito tipos de substrato encontrados no riacho, dependendo da técnica utilizada para amostragem ($\chi^2 = 22.4042$, $df = 7$, $p < 0.005$) (Figura 32).

Figura 32 - Distribuição de substratos utilizados por fêmeas (barras escuras) e machos (barras claras) da espécie de cágado *Hydromedusa maximiliani* monitoradas por telemetria, captura e boninas de rastreamento no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. Substratos: 1) arenoso; 2) rochoso; 3) material orgânico em decomposição (MO); 4) arenoso/rochoso; 5) arenoso/MO; 6) rochoso/MO; 7) arenoso/rochoso/MO; 8) argiloso

4.4.1 Disponibilidade de habitat *versus* uso e seleção

As características do habitat (profundidade, velocidade da água e largura do leito do riacho) se distribuem de forma aleatória ao longo do riacho (Figura 33 A, B e C).

Figura 33 - (A) Profundidade do riacho. (B) Largura do riacho. (C) Velocidade da água. Pontos com cores iguais representam valores semelhantes de profundidade, largura do riacho e velocidade da água

Foram detectadas diferenças significativas entre a disponibilidade de habitat e o uso apresentado pelos animais estudados pela técnica de bobinas de rastreamento ($\chi^2 = 137.5497$, $df = 7$, $p < 0.005$), captura manual ($\chi^2 = 80.7877$, $df = 7$, $p < 0.005$) e telemetria ($\chi^2 = 83.4433$, $df = 7$, $p < 0.005$).

0.005). Diferença significativa também foi detectada entre fêmeas ($\chi^2 = 85.8443$, $df = 7$, $p = 0.005$) e machos ($\chi^2 = 83.4866$, $df = 7$, $p < 0.005$). Nota-se, contudo, que a diferença não foi a mesma nos três métodos de coleta de dados aplicados na população (Figura 34), uma vez que pela técnica de bobinas de rastreamento e captura as fêmeas parecem exibir preferência por substrato arenoso/rochoso, ao passo que pela técnica de telemetria o substrato predominante foi o rochoso. Em todas as técnicas foi observado que machos utilizam preferencialmente o substrato arenoso/rochoso.

Figura 34 – Uso de substrato por fêmeas (barras escuras) e machos (barras claras) do cágado *Hydromedusa maximiliani*. Dados coletados por bobinas de rastreamento (B); captura (C) e telemetria entre setembro de 2009 a abril de 2011 no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. Substratos: 1) arenoso; 2) rochoso; 3) material orgânico em decomposição (MO); 4) arenoso/rochoso; 5) arenoso/MO; 6) rochoso/MO; 7) arenoso/rochoso/MO; 8) argiloso

5 DISCUSSÃO

5.1 Área de vida de *Hydromedusa maximiliani*

No presente estudo foi possível observar que ao longo de um período anual *Hydromedusa maximiliani* usa uma área de aproximadamente 0,2 a 1,5 ha, com média de 0,4 ha, estimada tanto para a estação quente e úmida (DP = 0,19) como para a estação fria e seca (DP = 0,14), mesmo diante da diminuição da movimentação e da atividade durante os meses frios do ano.

Estudos de área de vida de quelônios pertencentes à família Chelidae da região Neotropical são extremamente limitados (FORERO-MEDINA; CÁRDENAS-AREVALO; CASTAÑO-MORA, 2011), e diferenças tanto comportamentais como no habitat utilizado dificultam comparações entre as diferentes espécies (FORERO-MEDINA; CÁRDENAS-AREVALO; CASTAÑO-MORA, 2011). As comparações devem ainda considerar o tipo de estimador utilizado, o tamanho e o delineamento amostral, o regime de coleta de dados no campo, a frequência de amostragem, a duração do estudo, problemas de autocorrelação, os programas computacionais utilizados e as definições de entrada feitas pelo pesquisador (BÖRGER et al., 2006; BLUNDELL; MAJER; DEBEVEC, 2001; FORERO-MEDINA; CÁRDENAS-AREVALO; CASTAÑO-MORA, 2011; HARLESS et al., 2010; SEAMAN et al., 1999; SEAMAN; POWELL, 1996). Contudo, diante da escassa informação existente para esse grupo (BRITO et al., 2012; SOUZA, 2004), somada ao desafio e às dificuldades encontradas em estudos com herpetofauna (ERNST; LOVICH; BARBOUR, 1994; HARLESS et al., 2010), comparações tornam-se válidas desde que tenham a finalidade de pontuar as informações existentes e que levem em consideração os fatores ecológicos que contribuem para os resultados encontrados em campo.

Mesoclemmys dahli na Colômbia, utiliza uma área de 7 a 16 ha, e, diferentemente do observado para *H. maximiliani*, a espécie aumenta sua atividade no início da estação seca, quando os animais fazem longos deslocamentos à procura de locais para hibernação, retornando aos riachos no início da estação úmida (FORERO-MEDINA; CÁRDENAS-AREVALO; CASTAÑO-MORA, 2011). *Rhinemys rufipes*, que habita igarapés da Amazônia Ocidental (ALVARENGA, 2006; McCORD; JOSEPH-OUNI; LAMAR, 2001; SANCHEZ, 2008), apresenta área de vida semelhante à de *H. maximiliani*, com variação de 0,4 a 0,8 ha (MAGNUSSON et al., 1997). Por outro lado *Phrynops geoffroanus* ocupa 0,12 ha, o que provavelmente se deve à alta quantidade

dos recursos disponíveis ao longo do habitat poluído no qual a espécie foi estudada (SOUZA, 1999; SOUZA; ABE, 1998).

5.2 Tamanho corpóreo e capacidade de locomoção

Em geral, em muitos animais o uso do espaço é afetado pela busca e localização de recursos importantes, refúgios, relações presa/predador, competição ou pressões sociais e sistemas de acasalamento (CONNER et al., 1999; CORDERO; REEVES; SWARTH, 2012; HAMERNICK, 2000; WARISS; ISAAC; PEZZUTI, 2012). Relações entre o tamanho da área de vida e o tamanho corporal são padrões que os pesquisadores têm discutido há mais de 60 anos (HARESTAD; BUNNEL, 1979). Os requisitos energéticos de uma espécie não só ajudam a determinar o tamanho da área de vida, mas determinam em parte os tipos de alimento que podem ser utilizados, uma vez que a grande por demanda por energia exige uma grande área para a coleta de alimento, a menos que os recursos sejam abundantes (McNAB, 1963; HAMERNICK, 2000; HARESTAD; BUNNEL, 1979).

Diferenças relacionadas ao sexo no tamanho da área de vida podem também ser atribuídas em grande parte a diferenças relacionadas ao tamanho corporal (HARESTAD; BUNNEL, 1979). A relação positiva entre o tamanho corpóreo e a movimentação também foi observada em outras espécies da família Chelidae (SOUZA, 2004; SOUZA; ABE, 1998). Animais maiores, que já atingiram maturidade sexual, passam a despende mais energia em atividades relacionadas à reprodução, seja pela busca de parceiros para cópula, no caso dos machos, ou pela procura de locais para a nidificação, como observado para fêmeas (CORDERO; REEVES; SWARTH, 2012; GIBBONS, 1990; HAMERNICK, 2000; HARESTAD; BUNNEL, 1979; WARISS; ISAAC; PEZZUTI, 2012). O maior tamanho corpóreo e a maior movimentação apresentados pelos machos podem estar associados ao aumento do sucesso no encontro de parceiras agregado à expansão das áreas visitadas, uma vez que a movimentação e a capacidade de locomoção exigem maior gasto energético (HARESTAD; BUNNEL, 1979; McNAB, 1963).

5.3 Comparações entre os métodos e fatores ecológicos envolvidos na expressão das estimativas de áreas de vida de *Hydromedusa maximiliani*

Apesar da diferença nos períodos de tempo considerados nos dois métodos (cerca de 72 horas para as bobinas de rastreamento e 15 meses para a rádio-telemetria), a área de vida

estimada pelos dois métodos foi semelhante. A inexistência de diferença significativa entre as áreas MCP calculadas pelas duas técnicas ajudou na definição do valor de suavização utilizado para a estimativa da área Kernel por LSCV, que também se mostrou semelhante às áreas obtidas pelo estimador MCP, fato que segundo a literatura existente (ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006), deve ser investigado, uma vez que as estimativas Kernel podem mostrar-se desconexas. Assim, MCP e Kernel complementam-se e podem reduzir as falhas implícitas em ambos quando considerados individualmente (HARLESS et al., 2010; ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006).

De qualquer modo, as estimativas de área de vida obtidas no presente estudo mostraram-se similares independentemente do método utilizado. Esse fato pode indicar que os resultados obtidos encontram-se bem próximos da área efetivamente utilizada por esses animais. Essa informação se fortalece com o fato de que a distância direta mínima encontrada no presente estudo mostrou-se semelhante àquela observada para a mesma espécie no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) (FAMELLI, 2005). Todavia, deve-se ressaltar que os estudos de área de vida de animais longevos, como é o caso dos quelônios, apresentam limitações e devem ser ponderados, uma vez que estudos de longa duração são necessários, já que o tamanho da área de vida pode variar ao longo dos anos (BURT, 1943; HARLESS et al. 2009; HARLESS et al., 2010).

Um dos principais objetivos da estimativa de áreas de vida é descrever a utilização de espaço por um animal ou grupo de animais (HORNE; GARTON, 2006). É importante reconhecer que quando os dados de monitoramento são interpretados em termos de área de vida, há a suposição implícita de que o animal utiliza todas as porções do habitat ecologicamente relevantes (HAYNE, 1949; LAVER; KELLY, 2008). Somado a isso, os estimadores de área de vida devem ser capazes de lançar luz sobre os fatores que influenciam os movimentos e a permanência do animal na área delimitada (KERNOHAN et al., 2001).

A maioria dos animais utiliza as mesmas áreas repetidamente ao longo do tempo (DARWIN, 1861). Fidelidade local é um comportamento bastante comum e observado em diversas espécies de quelônios (RYAN; BURGIN, 2007). A alta fidelidade de *H. maximiliani* ao riacho tem sido observada por mais de uma década, de modo que alguns indivíduos puderam ser recapturados, no mesmo corpo d'água, até mesmo mais de 12 anos após a sua primeira captura (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2009; S. FAMELLI, obs. pess.). A grande disponibilidade de refúgios e recursos alimentares ao longo do riacho pode contribuir para que isso ocorra, uma vez que não há necessidade de percorrer longas distâncias para encontrá-los, o

que contribui ainda mais para o comportamento sedentário observado (BOWER; HUTCHINSON; GEORGES, 2011; SOUZA; ABE, 1998; RASMUSSEN; LITZGUS, 2010).

No presente estudo pode-se dizer que o comportamento sedentário, a alta fidelidade dos cágados ao riacho e o intenso uso de refúgios ao longo de seu curso foram fatores determinantes na obtenção de todas as estimativas de área de vida aqui apresentadas, que aparentemente caracterizam como linear a área de vida da espécie. A linearidade de áreas de vida tem sido registrada em diversas espécies, mas particularmente para aquelas que habitam rios e riachos (BLUNDELL; MAJER; DEBEVEC, 2001; FORERO-MEDINA; CÁRDENAS-AREVALO; CASTAÑO-MORA, 2011; JENNRICH; TURNER, 1969). O uso do habitat de forma linear cria certa dificuldade para mensurar e estudar tais áreas, já que os estimadores de áreas de vida foram inicialmente projetados para serem aplicados em animais que se movem livremente na paisagem, como mamíferos e aves, diferentemente daqueles que apresentam movimentos intimamente associados às características geográficas da paisagem, tais como rios, o que resulta em áreas que possuem exatamente a delimitação geográfica dos corpos d'água (BLUNDELL; MAJER; DEBEVEC, 2001; ROE; GEORGES, 2007).

Muitos estudos de área de vida sugerem que um aumento no tamanho amostral pode influenciar significativamente as estimativas de áreas de vida (HORNE; GARTON, 2006; KERNOHAN et al., 2011; SEAMAN et al., 1999). Ainda segundo a literatura existente, um maior número de localizações pode auxiliar na obtenção de estimativas mais acuradas quando o uso do habitat se dá de forma linear (BLUNDELL; MAJER; DEBEVEC, 2001). De qualquer modo, há pesquisadores que afirmam que um aumento no tamanho amostral pode superestimar as áreas (SEAMAN; POWELL, 1996; SEAMAN et al., 1999; WORTON, 1987), enquanto outros defendem que as áreas podem ser subestimadas (HANSTEEN; ANDREASSEN; IMS, 1997; SOLLA; BONDURIANSKY; BROOKS, 1999). A alta fidelidade de *H. maximiliani* ao riacho, somada ao comportamento de intenso uso de refúgios ao longo do rio e a linearidade das áreas observadas, aparentemente demonstram que um maior número de observações apenas aumentaria a densidade de re-localizações dentro da mesma área (ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006), fato que se fortalece diante da invariabilidade do tamanho das áreas quando comparadas entre as estações de maior (quente e úmida) e menor (fria e seca) atividade (GREAVES; LITZGUS, 2007; WARISS; ISAAC; PEZZUTI, 2012).

Sabe-se que um aumento no tamanho amostral aumenta também a autocorrelação, inevitável em dados coletados por telemetria (BÖRGER et al., 2006; DRAY; ROYER-CARENZI; CALENGE, 2010; HARLESS et al., 2010; ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006; SEAMAN et al., 1999; SOLLA; BONDURIANSKY; BROOKS, 1999). A autocorrelação pode ainda ser agravada no caso de animais que não se movimentam com frequência ou que retornam a um local específico várias vezes ao longo de certo período de tempo, como tocas ou locais de hibernação, comportamento típico de muitos anfíbios e répteis (BODIE, 2001; DRAY; ROYER-CARENZI; CALENGE, 2010; HARLESS et al., 2010; ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006; SEAMAN et al., 1999; SOLLA; BONDURIANSKY; BROOKS, 1999). A autocorrelação é, portanto, uma propriedade intrínseca dos dados biológicos, e eliminá-la não só reduz o tamanho da amostra como também pode reduzir a relevância dos estudos ecológicos (BÖRGER et al., 2006; DRAY; ROYER-CARENZI; CALENGE, 2010; SOLLA; BONDURIANSKY; BROOKS, 1999).

5.4 Estimativas de área de vida e uso do habitat terrestre

Embora no presente estudo *H. maximiliani* tenha sido mais facilmente encontrada no riacho (mais de 90% das observações), deve-se lembrar que a fidelidade e a dependência dos quelônios do ambiente aquático não descarta sua relação com o habitat terrestre (BENNETT; GIBBONS; FRANSON, 1970; BODIE, 2001; GIBBONS, 2003; GREAVES; LITZGUS, 2007; HAMERNICK, 2000; KOLBE; JANZEN, 2002; LIGON; STONE, 2003; MOLL; JANSEN, 1995; REESE; WELSH, 1997; ROE; GEORGES, 2007; STEEN et al., 2012).

Apesar da tendência geral da maioria das famílias de quelônios de água doce estarem associadas a cursos d'água, uma parte crítica de seu ciclo de vida apresenta íntima associação com o ambiente terrestre, no qual atividades como fuga, busca por refúgio, estivação e nidificação podem ser estabelecidas (BENNETT; GIBBONS; FRANSON, 1970; CONVERSE; IVERSON; SAVIDGE, 2002; GIBBONS, 1970; 2003; HAMERNICK, 2000; LIGON; STONE, 2003; REESE; WELSH, 1997; RYAN; BURGIN, 2007). Desse modo, a inclusão do habitat terrestre nas estimativas de áreas de vida de cágados é de extrema importância devido ao fato desse habitat estar fortemente associado às fases mais vulneráveis do ciclo de vida desses animais, tais como fêmeas em atividades de nidificação e ovipostura, presença de ninhos e filhotes em desenvolvimento e jovens recém-eclodidos e em busca do habitat aquático (BODIE, 2001; GIBBONS, 1970; 2003; HAMERNICK, 2000; REESE; WELSH, 1997). Assim, a conservação,

tanto dos riachos como de seu entorno, desempenha um importante papel para assegurar o futuro recrutamento de indivíduos na população, além, é claro, de auxiliar na conservação de outras espécies que vivem, utilizam e dependem das matas ciliares (BODIE, 2001; GIBBONS, 2003). Quelônios de água doce podem assim agir como espécies “guarda-chuva” para a proteção desse ecossistema, o que também garante a manutenção e a preservação do riacho e das espécies que abriga (BODIE, 2001; GIBBONS, 2003).

Uma amostragem diária sistemática ao longo da temporada de atividade pode gerar dados suficientes para assegurar que toda a área de vida seja explorada, devido à baixa mobilidade e à alta fidelidade de habitat apresentada por esses animais (ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006). Estudos de longa duração podem ajudar a compreender, identificar e melhor estabelecer a estrutura espacial das áreas fundamentais para a conservação e a proteção do habitat necessário para o longo e vulnerável ciclo de vida de quelônios (BODIE, 2001; GIBBONS, 2003; HAMERNICK, 2000; ROE; GEORGES, 2007; STEEN et al., 2012). Portanto, recomenda-se um esforço de amostragem intenso e sistemático para melhor definir as possíveis variações de uso do habitat pelos quelônios e estabelecer estimativas acuradas de área de vida que incluam todas as atividades anuais (HAMERNICK, 2000; HARLESS et al., 2010; ROE; GEORGES, 2007).

O conhecimento e a ampliação da faixa terrestre utilizada pode auxiliar no estabelecimento de um melhor descritor de área de vida para quelônios de água doce (BODIE, 2001; STEEN et al., 2012). Esse fato torna evidente que a não inclusão dos “outliers” nas análises poderia conduzir à eliminação de informações críticas intrínsecas aos picos de atividades e ao comportamento do animal estudado (BLUNDELL; MAJER; DEBEVEC, 2001), já que os “outliers” representam justamente animais engajados em atividades relacionadas à reprodução e/ou busca por locais de hibernação ou postura dos ovos (BENNETT; GIBBONS; FRANSON, 1970; BODIE, 2001; REESE; WELSH, 1997; STEEN et al., 2012). Nesse contexto, vale considerar a eficiência do método Cluster para a inclusão das informações associadas aos “outliers” nas estimativas de área de vida, uma vez que representam alternativas do comportamento do animal estudado (KENWARD et al., 2001).

5.5 Sobreposição de áreas: territorialidade e fronteiras entre as metapopulações

A literatura sugere que o estudo da sobreposição de áreas de vida pode representar uma evidência indireta de territorialidade, já que esse aspecto da ecologia das espécies é bastante

difícil de ser observado em campo (BURT, 1943; WRONSKI, 2005). Houve uma considerável sobreposição entre as áreas de vida ao longo do riacho, o que, a princípio, sugere que os cágados não possuem áreas de vida exclusivas (TUCKER et al., 2001). Contudo, a intensa sobreposição entre a área de vida do macho juvenil às de machos maduros e a ausência de sobreposição entre a área desse macho jovem com as áreas das fêmeas pode indicar a existência de relações de territorialidade entre machos adultos e jovens (BERRY; SHINE, 1980; BURT, 1943; KAUFMANN, 1983; STAMPS; KRISHNAN, 2001; WRONSKI, 2005). Machos dominantes frequentemente apresentam áreas de vida maiores e mais ricas em recursos, nas quais podem ter acesso a um maior número de fêmeas (BOWER; HUTCHINSON; GEORGES, 2012; LITZGUS; MOUSSEAU, 2004; LÓPEZ; MARTÍN, 2002; STAMPS; KRISHNAN, 2001). Além disso, machos adultos podem também apresentar maiores níveis de atividade associados à exclusão de adversários de suas áreas (BERRY; SHINE, 1980; LÓPEZ; MARTÍN, 2002; STAMPS; KRISHNAN, 2001).

Revisões a respeito do dimorfismo e do comportamento sexual de quelônios relatam que, na maioria dos casos nos quais os machos são maiores que as fêmeas, há combates entre machos e/ou cópula forçada (BERRY; SHINE, 1980). Apesar de a cópula forçada ter sido registrada para *Hydromedusa maximiliani* em um estudo com animais em cativeiro (NOVELLI; SOUSA, 2007), comportamentos agonísticos nunca foram observados em campo, mesmo após mais de uma década de investigações no PECB (MARTINS; SOUZA, 2009; SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997a; FAMELLI et al., 2011). Durante cerca de três anos a espécie foi capturada e mantida em cativeiro para que radiografias pudessem ser feitas. Nesse período observou-se que mesmo quando os animais compartilharam o mesmo recinto, comportamentos agressivos não foram observados (S. FAMELLI, obs. pess.). Apesar disso, vale lembrar que o monitoramento por telemetria desenvolvido no presente estudo permitiu analisar apenas parte do que ocorre no ambiente estudado. Por essa razão, não há como afirmar que a área de vida do macho juvenil monitorado realmente não apresenta sobreposição com a de nenhuma fêmea, já que provavelmente há outras fêmeas na região além daquelas equipadas com transmissores. Contudo, os dados coletados demonstraram haver diferença no padrão de movimentação e de uso de habitat de acordo com o tamanho e a maturidade dos indivíduos (HARESTAD; BUNNEL, 1979); porém, um maior número de machos juvenis deveria ser monitorado para elucidar esse aspecto da partilha de recursos, uso de habitat e territorialidade entre adultos e jovens.

5.6 Deslocamento, padrões de movimentação e atividade de *Hydromedusa maximiliani*

O deslocamento de 3 a 138,75 m/dia observado para os indivíduos de *Hydromedusa maximiliani* monitorados no presente estudo corrobora o comportamento sedentário observado em outras espécies da família Chelidae, como *Ranacephala hogei* (3 a 15 m/dia; MOREIRA, 2002), *Phrynops geoffroanus* (12,9 a 250 m/dia; SOUZA; ABE, 1998) e *Acanthochelys spixii* (5,27 a 237,80 m/dia; HORTA, 2008), com o principal período de atividade estando sempre associado à estação chuvosa e ao período reprodutivo (SOUZA; MARTINS, 2009).

Os resultados aqui encontrados revelam que, mesmo quando longas distâncias são percorridas, os movimentos sinuosos desempenhados pelos animais resultam em curtas distâncias a partir do ponto inicial (TOZETTI, 2006), isto é, mesmo que um animal seja consecutivamente localizado no mesmo ponto, há a possibilidade de que tenha-se deslocado e retornado ao mesmo local (TOZETTI, 2006; TOZETTI; VETTORAZZO; MARTINS, 2009), fato que pode ser confirmado pela comparação entre a DEF e DLR e a trajetória dos indivíduos monitorados por telemetria.

Os dados obtidos por telemetria, assim como a DLR observada em animais monitorados com bobinas de rastreamento, representam informações da movimentação pontual no momento da coleta, o que leva a perda dos detalhes que podem ser observados na DEF (TOZETTI; VETTORAZZO; MARTINS, 2009). A mesma perda de detalhes poderia explicar a diferença nos ângulos dos movimentos quando comparados entre as duas técnicas.

Em animais sedentários, tais como quelônios, mesmo aos movimentos curtos deve ser dada importância ecológica, já que podem representar uma porção crítica do ciclo de vida, principalmente quando se leva em conta o comportamento de hibernação presente até mesmo em animais de ambientes tropicais, onde a sazonalidade não é tão bem-definida (CHRISTIAN; TRACY, 1981; CONVERSE; IVERSON; SAVIDGE, 2002; HARMENICK, 2001).

As diferenças nos padrões de atividade e de movimentação entre os sexos apontadas no presente estudo também corroboram os dados da literatura (CORDERO; REEVES; SWARTH, 2012; GIBBONS, 1986). Em quelônios de água doce, as diferenças entre os sexos nas atividades e nos movimentos parecem estar relacionados a diferenças na ecologia reprodutiva (CORDERO; REEVES; SWARTH, 2012; LITZGUS; MOUSSEAU, 2004; ROWE; DALGARN, 2010). O monitoramento de quelônios de água doce por telemetria tem revelado uma maior e mais

frequente movimentação dos machos em relação às fêmeas (BOWER; HUTCHINSON; GEORGES, 2012; CARTER; HAAS; MITCHELL, 1999; CORDERO; REEVES; SWARTH, 2012). No presente estudo os machos apresentaram maior atividade e deslocamento que fêmeas durante a estação reprodutiva, mas essas apresentaram atividade e movimentação semelhante ou maior no período de nidificação (SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997; TRAN; MOORHEAD; McKENNA, 2007). A grande movimentação dos machos na estação reprodutiva pode estar associada à procura de fêmeas para a cópula, e seu grande deslocamento pode aumentar suas chances de encontro com um maior número de fêmeas (GIBBONS, 1970; GIBBONS; GREENE; CONGDON, 1990). A literatura sugere que as fêmeas, ao contrário dos machos, não obtêm necessariamente maior sucesso reprodutivo acasalando-se com diversos machos, e, portanto, são menos ativas nesse período; contudo, grande parte da energia é utilizada na atividade ovariana e na busca por locais seguros para a postura dos ovos, o que pode incluir a movimentação por longas distâncias nesse período (BROWN; BISHOP; BROOKS, 1994; GIBBONS; GREENE; CONGDON, 1990; HAMERNICK, 2000; ROWE; DALGARN, 2010).

Segundo Famelli (2009), a nidificação e a postura de *H. maximiliani* devem ocorrer no final da primavera e início do verão. Justamente nesse período foi observado um maior deslocamento das fêmeas, mantido tanto pela técnica de telemetria como pelas bobinas de rastreamento. As incursões terrestres realizadas pelas fêmeas ovígeras de *H. maximiliani* monitoradas com bobinas de rastreamento nesse período sugerem que há locais preferenciais para a postura dos ovos (WILSON, 1998) e que os ninhos estão distantes das margens do riacho. No entanto, esse aspecto necessita maiores investigações para a detecção dos locais de postura, ainda desconhecidos para a espécie. Um maior número de fêmeas ovígeras monitoradas com bobinas de rastreamento poderia ajudar a revelar esse importante aspecto da biologia da espécie (WILSON, 1998).

5.7 Trajetória, uso e seleção de habitat

Os animais movem-se tipicamente em movimentos não-aleatórios, o que leva os ecólogos a encontrarem com frequência dados extremamente correlacionados, particularmente quando observações frequentes são coletadas pela técnica de rádio-telemetria (SOLLA; BONDURIANSKY; BROOKS, 1999). Os dados encontrados na presente pesquisa mostraram-se fortemente correlacionados; contudo, o padrão de movimentação de *Hydromedusa maximiliani*

determinado pelas duas técnicas usadas mostrou-se bastante similar, o que indica que a essa autocorrelação está relacionada aos fatores ecológicos associados ao uso e à seleção de habitat intrínsecos ao comportamento da espécie.

Por meio do uso simultâneo de diferentes metodologias foi possível verificar que parte da dificuldade indicada para o encontro visual dos animais em campo (ALVES, 2003) deve-se ao hábito de entocar-se, como pode ser constatado em mais de 70% das re-localizações dos cágados monitorados por telemetria, ou ainda, ao longo do trajeto da bobina de rastreamento. Assim, parte da diferença significativa observada entre os métodos de coleta de dados pode ser explicada pela facilidade que algumas características do habitat, tais como baixa correnteza, menor turbidez e consequentemente maior transparência da água, poderiam favorecer o encontro dos cágados (TRAN; MOORHEAD; MCKENNA, 2007). Diferenças significativas entre os métodos de coleta, bem como entre as faixas etárias e os sexos, também foram apontadas no estudo de Tran, Moorhead e McKenna (2007) com *Chrysemys picta marginata* e *Graptemys geographica*, em Ohio, EUA. Contudo, como indicado por esses autores, as razões para esses achados não são claras, mas podem refletir tanto as falhas implícitas em cada método como ao comportamento de seleção de habitat. Os dados obtidos no presente estudo corroboram a literatura, que mostra que machos e fêmeas exibem modos distintos de exploração do ambiente (SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997a; 1997b; FAMELLI, 2005). Nesses estudos, os machos também foram capturados em pontos de maior correnteza e maior profundidade em relação às fêmeas e jovens (SOUZA, 1995a; 1998). O uso diferencial do ambiente também foi observado em *Acanthochelys spixii*, com machos que preferencialmente utilizam a periferia das lagoas (HORTA, 2008). Diferenças no padrão de uso de micro-habitats, tanto nos dados coletados por procura visual como pelo uso de bobinas de rastreamento, enfatizam a importância da incorporação de um delineamento amostral adequado, de forma a possibilitar um maior detalhamento de dados ecológicos, importantes para uma gestão adequada e planos de conservação mais eficazes (JENNINGS, 2007).

Assim, a seleção de habitat, além de importante para a sobrevivência dos adultos, pode também influenciar a viabilidade das populações, uma vez que a seleção dos locais para a postura dos ovos podem influenciar fortemente o sucesso da ninhada (EDGE et al., 2010; JENNINGS, 2007; SPENCER; THOMPSON, 2003; WILSON, 1998). Embora não tenha sido o foco desta pesquisa, a falta de informação a respeito de ninhos e juvenis indica a importância do desenvolvimento de estudos que enfoquem o uso e a seleção de habitat desde a eclosão até a idade

adulta, já que a sobrevivência e a persistência da população são totalmente dependentes do recrutamento de novos indivíduos ao longo dos anos (FAMELLI et al., 2012, JENNINGS, 2007). De tal modo, a seleção de locais de ovipostura é um comportamento maternal influenciado pela seleção natural e que contribui para a sobrevivência e a variação fenotípica da prole (JENNINGS, 2007; KOLBE; JANZEN, 2002, STEEN et al., 2012). Diante da baixa fecundidade e da maturidade tardia apresentada por muitas espécies de quelônios, o conhecimento da preferência por locais de postura é de extrema importância para futuras estratégias de conservação e manejo, além de fornecer considerável informação a respeito da ecologia e da evolução das espécies (JENNINGS, 2007; KOLBE; JANZEN, 2002).

Apesar de mais de uma década de estudos no PECB, os ninhos nunca foram encontrados, mesmo após o monitoramento de fêmeas ovígeras, o que sugere que possam ser construídos longe das margens do riacho. Assim, estudos nesse sentido devem ser desenvolvidos. Sugere-se aqui o monitoramento noturno dos animais, uma vez que em muitas espécies a postura dos ovos pode ser uma atividade que ocorre durante a noite, assim como observado para *Hydromedusa tectifera* (A. BAGER com. pess.).

6 CONCLUSÕES

O uso de telemetria e carretel tem-se tornado indispensável para o estudo de áreas de vida, movimentação, migração, fisiologia e uso e seleção de habitat de animais sedentários e tímidos, como os quelônios (BOARMAN et al., 1998; COOKE, 2008). O uso simultâneo de métodos complementares, como telemetria, boninas de rastreamento e captura manual, é altamente recomendado quando se pretende estudar a movimentação de animais que apresentam baixa mobilidade (TOZETTI; VETTORAZZO; MARTINS, 2009).

O comportamento sedentário de *Hydromedusa maximiliani*, associado ao intenso uso de refúgios e à alta fidelidade ao riacho estudado, foram fatores determinantes na obtenção de todas as estimativas de área de vida aqui apresentadas, que aparentemente caracterizam a área de vida dessa espécie como linear.

A comparação entre o uso e disponibilidade de recursos ao longo dos riachos estudados sugerem que *H. maximiliani* tem preferência por certas partes do habitat e uso diferencial entre os sexos. Estudos de seleção de habitat para espécies vulneráveis fornecem informações importantes para um programa efetivo de recuperação (EDGE et al., 2010). Deve-se, no entanto, intensificar o estudo de fêmeas ovígeras a fim de identificar os locais de nidificação. Estudos que tenham como objetivo avaliar como os indivíduos que ainda não atingiram a maturidade sexual se comportam também são importantes, uma vez que os jovens geralmente representam a fase mais frágil de uma população.

Embora não tenham sido convenientemente abordadas no presente estudo estratégias que visem a conservação de cágados de água doce devem considerar o uso e a importância do ambiente terrestre para a sobrevivência dos quelônios. Somente diante da ampliação da faixa terrestre pode-se chegar a um bom descritor da área de vida de cágados.

Foram descritas algumas dificuldades encontradas no emprego da técnica de telemetria com uma espécie que habita um local de grande complexidade estrutural, como os riachos de Mata Atlântica. As altas temperaturas e a alta umidade a que os transmissores foram expostos no campo também foi apontada como uma dificuldade de trabalhos de telemetria com quelônios da Amazônia (GUILHON et al., 2011). No caso da Mata Atlântica, observou-se problemas similares. A alta umidade das matas pode ser indicada como um fator que contribuiu para a perda de transmissores, muitas vezes projetados para serem usados em regiões de clima temperado

(GUILHON et al., 2011). Além disso, o sistema VHF apresenta um maior desempenho em áreas fragmentadas e abertas, e os transmissores podem consumir mais energia em climas mais quentes, como sugerido por Guilhon et al., 2011 e Mantovani; Santos e Pires, 2003. De qualquer forma, para um animal que não se move com muita frequência, como os quelônios, os transmissores VHF podem ser mais baratos e precisos do que transmissores via satélite (GUILHON et al., 2011). De qualquer modo, uma técnica complementar (bobinas de rastreamento) foi utilizada no presente estudo e mostrou-se bastante eficaz para responder algumas das perguntas que fizeram parte dos objetivos desta pesquisa. O uso de técnicas que complementem a telemetria, como as bobinas de rastreamento, pode auxiliar no entendimento da dinâmica de movimentação e do uso de habitat, favorecendo o estabelecimento de hipóteses.

A resposta evolutiva de animais de vida longa, como *Hydromedusa maximiliani*, às rápidas mudanças ambientais pode ser extremamente lenta, e assim levar populações inteiras à extinção (GIBBONS et al., 2000; FAMELLI et al., 2012; NORRIS, 2004). Animais longevos representam um desafio urgente para a Biologia da Conservação em um planeta cada vez mais modificado pela ação antrópica (CONGDON et al., 1987; HENRY, 2003; KOLBE; JANZEN, 2002; LITZIGUS, 2006; MARTINS, 2006; SMITH; IVERSON; RETTIG, 2006). Estudos que visem compreender o uso e seleção de habitat ao longo da trajetória percorrida pelos animais em suas atividades diárias podem ser a chave para o desenvolvimento de futuras estratégias de conservação, uma vez que a movimentação e o uso do habitat são atividades fortemente associadas às respostas dos animais ao ambiente em que vivem.

REFERÊNCIAS

- ALVES, L.G.C. **Biologia e interações ecológicas de *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1820) em trecho de Mata Atlântica de Encosta do Parque Estadual da Serra do Mar, Cubatão, SP.** 2003. 42p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Metodista de São Paulo, São Bernardo do Campo, 2003.
- ALVARENGA, C.C.E. **Aspectos da biologia reprodutiva de *Rhinemys rufipes* (Spix, 1824) (Chelidae, Testudines) na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Amazonas, Brasil.** 2006. 48p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.
- BENNETT, D.H.; GIBBONS, J.W.; FRANSON, J.C. Terrestrial activity in aquatic turtles. **Ecology**, Washington, v. 51, n. 4, p. 738-740, 1970.
- BERRY, J.F.; SHINE, R. Sexual size and sexual selection in turtles (Order, Testudinata). **Oecologia**, Marburg, n. 44, p. 185-191, 1980.
- BLUNDELL, G.M.; MAIER, J.A.K.; DEBEVEC, E.M. Linear home ranges: effects of smoothing, sample size, and autocorrelation on kernel estimates. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 71, p. 469-489, 2001.
- BODIE, J.R. Stream and riparian management for freshwater turtles. **Journal of Environmental Management**, Heverlee, v. 62, p. 443-455, 2001.
- BÖRGER, L.; FRANCONI, N.; MICHELE, G.; GANTZ, A.; MESCHI, F.; MANICA, A.; LOVARI, S.; COULSON, T. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. **Journal of Animal Ecology**, London, v. 75, p. 1393-1405, 2006.
- BOARMAN, W.; GOODLETT, T.; GOODLETT, G.; HAMILTON, P. Review of radio transmitter attachment techniques for turtle research and recommendations for improvement, **Herpetological Review**, Salt Lake City, v. 29, n. 1, p. 26-33, 1998.
- BOWER, D.S.; HUTCHINSON, M.; GEORGES, A. Movement and habitat use of Australia's largest snake-necked turtle: implications for water management. **Journal of Zoology**, Pretoria, v. 287, n. 2012, p. 76-80, 2012.
- BRITO, E.S.; STRÜSSMANN, C.; KAWASHITA-RIBEIRO, R.A.; MORAIS, D.H. ÁVILA, R.W.; CAMPOS, V.A. New records and distribution extensions of three species of *Mesoclemmys* Gray, 1863 (Testudines: Chelidae) in Mato Grosso state, Brazil, with observations on terrestrial movements. **Check List: Journal of Species Lists and Distribution**, Viçosa, v. 8, n. 2, p. 294-297, 2012.
- BROWN, G.P.; BISHOP, C.A.; BROOKS, E R.J. Growthrate, reproductive output, and temperature selection of snapping turtles in habitats of different productivities. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 28, p. 405-410, 1994.

BURGHARDT, G.M.; WARD, B.; ROSSCOE, R. Problem of reptile play: Environmental enrichment and play behavior in a captive Nile soft-shelled turtle, *Trionyx triunguis*. **Zoo Biology**, Chicago, v. 15, p. 223–238, 1996.

BURT, W.H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, Champaign, v. 24, n. 3, p. 346–352, 1943.

CAGLE, F.R. A system of marking turtles for future identification. **Copeia**, New York, n. 3, p. 170–173, 1939.

CALDWELL, I.E.; NAMS, V.O. A compass without a map: tortuosity and orientation of eastern painted turtles (*Chrysemys picta picta*) released in unfamiliar territory. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 84, p. 1129–1137, 2006.

CALENGE, C. The package adehabitat for the r software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. **Ecological Modeling**, Amsterdam, v. 197, n. 3/4, p. 516–519, 2006.

CALENGE, C.; DRAY, S. ROYER-CARENZI, M. The concept of animals' trajectories from a data analysis perspective. **Ecological Informatics**, Adelaide, v. 4, n. 1, p. 34–41, 2009.

CARTER, S.L.; HAAS, C.A.; MITCHELL, J.C. Home range and habitat selection of bog turtles in Southwestern Virginia. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 63, n. 3, p. 853–860, 1999.

CARVALHO, M.P.; CEZARE, C.H.G.; COSTA, C.G.; CUNHA, R.G.T.D.A.; DORNELLES, S.S.; FIALHO, M.S.; GUIX, J.C.; HERNÁNDEZ, A.; LAZARIN, P.C.; LLORENS, L.; MARTÍN, M.; MATEOS, E.; MIQUEL, C.; PETRONI, L.M.; PINTO, B.S.; CAMARGO, J.C.G.; PINTO, S.A.F.; TROPPIAIR, H. Estudo fitogeográfico e ecológico da Bacia Hidrográfica Paulista do Rio da Ribeira. **Biogeografia**, São Paulo, v. 5, p. 1–32, 1972.

CHAPMAN, J.W.; KLAASSEN, R.H.G.; DRAKE, V.A.; FOSSETTE, S.; HAYS, G.C.; METCALFE, J.D.; REYNOLDS, A.M.; REYNOLDS, D.R.; ALERSTAM, T. Animal orientation strategies for movement review in flows. **Current Biology**, London, v. 21, n. 20, p. 861–870, 2011.

CHRISTIAN, K.A.; TRACY, C.R. The effect of the thermal environment on the ability of hatchling Galapagos land iguanas to avoid predation during dispersal. **Oecologia**, Marburg, v. 49, p. 218–223, 1981.

CONGDON, J.D.; BREITENBACH, G.L.; VAN LOBEN SELS, R.C.; TINKLE, D.W. Reproduction and nesting ecology of snapping turtles (*Chelydra serpentina*) in southeastern Michigan. **Herpetologica**, Lafayette, v. 43, n. 1, p. 39–54, 1987.

CONVERSE, L.H.; IVERSON, J.B.; SAVIDGE, J.A. Activity, reproduction and overwintering behavior of ornate box turtle (*Terrapene ornata ornata*) in the Nebraska sandhills. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 148, p. 416–422, 2002.

COOKE, S.J. Biotelemetry and biologging in endangered species research and animal observation: relevance to regional, national, and IUCN Red List threat assessments. **Endangered Species Research**, Oldendorf/Luhe, v. 4, p. 165–185, 2008.

CORDERO, G.A.; REEVES, R.; SWARTH, C.W. Long distance aquatic movement and home-range size of an eastern mud turtle, *Kinosternon subrubrum*, population in the Mid-Atlantic Region of the United States. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 11, n. 1, p. 121-124, 2012.

CONNER, M.; PLOWMAN, B.; LEOPOLD, B.D.; LOVELL, C. Influence of time-in-residence on home range and habitat use of bobcats. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 63, n. 2, p. 261–269, 1999.

DARWIN, C. **On the origin of species by means of natural selection**. 3rd ed. London: Murray, 1861. 573p.

DRAY, S.; ROYER-CARENZI, M.; CALENGE, C. The exploratory analysis of autocorrelation in animal-movement studies. **Ecological Research**, Tokyo, v. 25, p. 673–681, 2010.

DONALDSON, B.M.; ECHTERNACHT, A.C. Aquatic habitat use relative to home range and seasonal movement of eastern box turtles (*Terrapene carolina carolina*: Emydidae) in Eastern Tennessee. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 39, n. 2, p. 278-284, 2005.

DOWNS, J.A.; HORNER, M.W. Effects of point pattern shape on home-range estimates. **The Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 72, n. 8, p. 1813–1818; 2008.

EDGE, C.B.; STEINBERG, B.D.; BROOKS, R.J.; LITZGUS, J.D. Habitat selection by blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) in a relatively pristine landscape. **Ecoscience**, Québec, v. 17, n. 1, p. 90-99, 2010.

ERNST, C.H.; BARBOUR, R.W. **Turtles of the world**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1989. 313 p.

ERNST, C.H.; LOVICH, J.E.; BARBOUR, R.W. **Turtles of the United States and Canada**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1994. 578 p.

FAMELLI, S. **Relações ecológicas, comportamento e biologia do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1820) (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cubatão, SP**. 2005. 93 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Metodista de São Paulo, São Bernardo do Campo, 2005.

_____. **Ecologia reprodutiva e análise de viabilidade de uma população do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, SP**. 2009. 114 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

- FAMELLI, S.; BERTOLUCI, J.; MOLINA, F.B.; MATARAZZO-NEUBERGER, W.M. Structure of a population of *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) from Parque Estadual da Serra do Mar, an Atlantic Rainforest Preserve in southeastern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 10, n. 1, p. 132-137, 2011.
- FAMELLI, S.; ADRIANO, L.R.; PINHEIRO, S.C.P.; SOUZA, F.L.; BERTOLUCI, J. Reproductive biology of the freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae) from southeastern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster. In press.
- FAMELLI, S.; PINHEIRO, S.H.P.; SOUZA, F.L.; CHIARAVALLLOTI, F.M.; BERTOLUCI, J. Population viability analysis of a long-lived freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae). **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 11, n. 2, p. 162-169, 2012.
- FERRAZ, L.P.M.; VARJABEDIAN, R. **Evolução histórica da implantação e síntese das informações disponíveis sobre o Parque Estadual Carlos Botelho**. São Paulo: SMA; CINP; IF; DRPE; PECB, 1999. 80 p.
- FERREIRA-JUNIOR, O. **GPS Trackmaker 13.8**. Belo Horizonte, 1998-2000. Disponível em: <<http://www.trackmaker.com.htm>>. Acesso em: 06 set. 2009.
- FICETOLA, G.F.; PADOA-SCHIOPPA, E.; MONTI, A.; MASSA, R.; BERNARDI, F.; BOTTONI, L. The importance of aquatic and terrestrial habitat for the European pond turtle (*Emys orbicularis*): implications for conservation planning and management. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 82, p. 1704-1712, 2004.
- FIEBERG, J.; KOCHANNY, C.O. Quantifying home-range overlap: the importance of the utilization distribution. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 69, n. 4, p. 1346-1359, 2005.
- FORERO-MEDINA, G.; CÁRDENAS-AREVALO, G.; CASTAÑO-MORA, O.V. Weak genetic divergence between the two South American toad-headed turtles *Mesoclemmys dahli* and *M. zuliae* (Testudines: Pleurodira: Chelidae). **Amphibia-Reptilia**, Leiden, v. 33, p. 373-385, 2012.
- GIBBONS, J.W. Terrestrial activity and the population dynamics of aquatic turtles. **The American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 83, n. 2, p. 405-414, 1970.
- _____. Movement patterns among turtle populations: applicability to management of the desert tortoise. **Herpetologica**, Lafayette, v. 42, p. 104-113, 1986.
- _____. Sex ratios and their significance among turtle population. In: _____. (Ed.). **Life history and ecology of the slider turtle**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990. p. 171-182.
- _____. Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. **Wetlands**, Alabama, v. 23, n. 3, p. 630-635, 2003.

GIBBONS, J.W.; GREENE, J.L. X-ray photography: a technique to determine reproductive patterns of freshwater turtles. **Herpetologica**, Lafayette, v. 35, p. 86-89, 1979.

GIBBONS, J.W.; GREENE, J.L.; CONGDON, J.D. Temporal and special movement patterns of sliders and other turtles, In: GIBBONS, J.W. (Ed.). **Life history and ecology of the slider turtle**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990. p. 201-215.

GIBBONS, J.W.; SCOTT, D.E.; RYAN, T.J.; BUHLMANN, K.A.; TUBERVILLE, T.D.; METTS, B.S.; GREENE, J.; MILLS, T.; LEIDEN, Y.; POPPY, S.; WINNE, C.T. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, Uberlândia, v. 50, p. 653-666, 2000.

GREAVES, W.F.; LITZGUS, J.D. Overwintering ecology of wood turtles (*Glyptemys insculpta*) at the species' Northern Range Limit. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 41, n. 1, p. 32-40, 2007.

GUILHON, A.V.; VOGT, R.C.; SCHNEIDER, L.; FERRARA, C.R. Assessment of turtle tracking technologies in the Brazilian Amazon. **Herpetological Review**, Salt Lake City, v. 42, n. 4, p. 525-530, 2011.

GUIX, J.C. Introduction and objectives. In: MATEOS, E.; GUIX, J.C.; SERRA, A.; PISCIOTTA, K. (Ed.). **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment**. Barcelona: Centre de Recursos de Biodiversitat Animal; Universitat de Barcelona, 2002. chap. 1, p. 3-18.

GUIX, J.C.; MIRANDA, J.R.; NUNES, V.S. Observaciones sobre la ecología de *Hydromedusa maximiliani*. **Boletín de la Asociación Herpetológica Española**, Logroño, n. 3, p. 23-25, 1992.

HAMERNICK, M.G. **Home ranges and habitat selection of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) at the Weaver Dunes, Minnesota**: final report submitted to the Nongame Wildlife Program. Minnesota: Minnesota Department of Natural Resources. 2000. 18p.

HANSTEEN, T.L.; ANDREASSEN, H.P.; IMS, R.A. Effects of spatiotemporal scale on autocorrelation and home range parameters. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 61, n. 2, p. 280-290, 1997.

HARDY, D.L.; GREENE, H.W. Surgery on rattlesnake in the field for implantation of transmitters. **Sonoran Herpetologist**, Tucson, v. 12, n. 3, p. 25-27, 1999.

HARESTAD, A.S.; BUNNEL, F.L. Home range and body weight: a reevaluation. **Ecology**, Washington, v. 60, n. 2, p. 389-402, 1979.

HARLESS, M.L.; WALDE, A.D.; DELANEY, D.K.; PATER, L.L.; HAYES, W.K. Home range, spatial overlap, and burrow use of the Desert Tortoise in the west Mojave Desert. **Copeia**, New York, v. 2009, p. 378-389, 2009.

_____. Sampling considerations for improving home range estimates of desert tortoises: effects of estimator, sampling regime, and sex. **Herpetological Conservation and Biology**, Corvallis, v. 5, n. 3, p. 374–387, 2010.

HAYNE, D.W. Calculation of size of home range. **Journal of Mammalogy**, Champaign, v. 30, n. 1, p. 1-18, 1949.

HENRY, P.F.P. The eastern box turtle at the Patuxent Wildlife Research Center 1940s to the present: another view. **Experimental Gerontology**, San Antonio, n. 38, p. 773-776, 2003.

HORNE, J.S.; GARTON, E.O. Likelihood cross-validation versus least squares cross validation for choosing the smoothing parameter in kernel home-range analysis. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 70, n. 3, p. 641-648, 2006a.

HORNE, J.S.; GARTON, E.O. Selecting the best home range model: an information-theoretic approach. **Ecology**, Washington, v. 85, n. 5, p. 1146–1152, 2006b.

HORTA, G.F. **Movimentação e uso do espaço por *Acanthochelys spixii* (Testudines, Chelidae) no Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal**. 2008. 55p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

ICMBIO – RAN. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios. 2001. Disponível em: <http://www4.icmbio.gov.br/ran/index.php>. Acesso em: 10 nov. 2011.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES. **IUCN red list of threatened species**. 2006. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 14 set. 2011.

JACOB, A.A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, 2003. p. 667.

JENNINGS, A.H. Use of habitats and microenvironments by Juvenile florida box turtles, *terrapene Carolina bauri*, on egmont key. **Herpetologica**, Lafayette, v. 63, n. 1, p. 1-10, 2007.

JENNRICH, R.I.; TURNER, F.B. Measurement of non-circular home range. **Journal of Theoretical Biology**, Michigan, v. 22, n. 2, p. 227–237, 1969.

KAUFMANN, J.H. On the definitions and functions of dominance and territoriality. **Biological Reviews**, Malden, v. 58, p. 1-20, 1983.

KERNOHAN, B.J.; GITZEN, R.A.; MILLSPAUGH, J.J. Analysis of animal space use and movements. In: MILLSPAUGH, J.J.; MARZLUFF, J.M. (Ed.). **Radio-tracking and animal populations**. San Diego: Academic Press, 2001. p. 126–166.

KENWARD, R.E.; CLARKE, R.T.; HODDER, K.H.; WALLS, S.S. Density and linkage estimators of home range: nearest-neighbor clustering defines multinuclear cores. **Ecology**, Washington, v. 82, n. 7, p. 1905–1920, 2001.

KOLBE, J.J.; JANZEN, F.J. Impact of nest-site selection on nest success and nest temperature in natural and disturbed habitats. **Ecology**, Washington, v. 83, n. 1, p. 269–281, 2002.

LAVER, P.N.; KELLY, M.J. A critical review of home range studies. **The Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 72, n. 1, p. 290–298, 2008.

LEITÃO-FILHO, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 197–204, 1982.

LIGON, D.B.; STONE, P.A. Radiotelemetry reveals terrestrial estivation in sonoran mud turtles (*Kinosternon sonoriense*). **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 37, n. 4, p. 750–754, 2003.

LITZGUS, J.D. Sex differences in longevity in the spotted turtle (*Clemmys guttata*). **Copeia**, New York, v. 2006, p. 281–288, 2006.

LITZIGUS, J.D.; MOUSSEAU, T.A. Home range and seasonal activity of southern spotted turtles (*Clemmys guttata*): implications for management. **Copeia**, New York, v. 2004, p. 804–817, 2004.

LÓPEZ, P.; MARTÍN, J. Locomotor capacity and dominance in male lizards *Lacerta monticola*: a trade-off between survival and reproductive success? **Biological Journal of the Linnean Society**, Southampton, v. 77, n. 2, p. 165–273, 2002.

MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.C.; COSTA, V.L. VOGT, R.C. Home range of the turtle, *Phrynops rufipes*, in an isolated reserve in central Amazônia, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 2, n. 4, p. 494–499, 1997.

MANTOVANI, J.E.; SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. Rastreamento via satélite de animais: performance do sistema Argos em diferentes situações. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Proceedings...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 589–594. Disponível na biblioteca digital URLib: <ltid.inpe.br/sbsr/2002/11.18.08.07>. Acesso: 06 maio 2011.

MARTINS, F.I. **Crescimento corpóreo e dinâmica populacional de *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual de Carlos Botelho, São Paulo**. 2006. 49 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2006.

MARTINS, M. AND MOLINA, F.B. Panorama geral dos répteis ameaçados do Brasil. In: MACHADO, A.B.M., DRUMMOND, G.M., PAGLIA, A.P. (Ed.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília and Belo Horizonte: Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas, 2008, pp. 327–334.

MARTINS, F.I. AND SOUZA, F.L. 2008. Estimates of growth of the Atlantic rain forest freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae). **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 42, n. 1, p. 54–60, 2008.

MARTINS, F.I.; SOUZA, F.L. Demographic parameters of the Neotropical freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae). **Herpetologica**, Lafayette, v. 65 n. 1, p. 82–91, 2009.

MAURITZEN, M.; DEROCHE, A.E.; WIIG, O. BELIKOV, S.E.; BOLTUNOV, A.N.; HANSEN, E.; GARNER, G.W. Using satellite telemetry to define spatial population structure in polar bears in the Norwegian and western Russian Arctic. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 39, p. 79–90, 2002.

McCORD, W.P.; JOSEPH-OUNI, M.; LAMAR, W.W. A Taxonomic reevaluation of *Phrynops* (Testudines: Chelidae) with the description of two new genera and a new species of *Batrachemys*. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 49, n. 2, p. 715–764, 2001.

McNAB, B.K. Bioenergetics and the determination of home range size. **The American Naturalist**, Chicago, v. 97, n. 894, p. 133–140, 1963.

MINITAB STATISTICAL SOFTWARE. **Minitab 15 statistical software**. State College, 2007. Disponível em: <<http://www.minitab.com>>. Acesso em: 18 set. 2009.

MOLINA, F.B. **Observações sobre a biologia e o comportamento de *Phrynops geoffroanus* (Schweigger, 1812) em cativeiro (Reptilia, Testudines, Chelidae)**. 1989. 185p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.

MOLL, D. Population sizes and foraging ecology in a tropical freshwater stream turtle community. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 24, n. 1, p. 48–53, 1990.

MOLL, D.; JANSEN, K.P. Evidence for a role in seed dispersal by two tropical herbivorous. **Biotropica**, Zurich, v. 27, n. 1, p. 121–127, 1995.

MOORCROFT, P.R., LEWIS, M.A.; CRABTREE, R.L. Home range analysis using a mechanistic home range model. **Ecology**, New York, v. 80, p. 1656–1665, 1999.

NORRIS, K. Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 41, n. 3, p. 413–426, 2004.

NOVELLI, I.A.; SOUSA, B.M. Análise descritiva do comportamento de corte e cópula de *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1820) (Testudines, Chelidae) em laboratório. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 9, n. 1, p. 49–56, 2007.

OUELLETTE, M.; CARDILLE, J.A. The complex linear home range estimator: representing the home range of river turtles moving in multiple channels. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 10, n. 2, p. 259–265, 2011.

PRITCHARD, P.C.H.; TREBBAU, P. **The turtles of Venezuela**. Oxford: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 1984. 414p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2007. Disponível em: <<http://www.Rproject.org>>. Acesso em: 04 out. 2009.

RASMUSSEN, M.L.; LITZGUS, J.D. Habitat selection and movement patterns of spotted turtles (*Clemmys guttata*): effects of spatial and temporal scales of analyses. **Copeia**, New York, v. 2010, n. 1, p. 86-96, 2010.

REESE, D.A.; WELSH, H.H. Use of terrestrial habitat by western pond turtles, *Clemmys marmorata*: implications for management. In: CONSERVATION, RESTORATION, AND MANAGEMENT OF TURTLES AND TORTOISES: AN INTERNATIONAL CONFERENCE, 1997. New York. **Proceedings...** New York: New York Turtle and Tortoise Society, 1997. p. 352-357,

ROE, J.H.; GEORGES, A. Heterogeneous wetland complexes, buffer zones, and travel corridors: Landscape management for freshwater reptiles. **Biological Conservation**, Essex, v. 135, p. 67-76, 2007.

RONDININI, C., CHIOZZA, F., Quantitative methods for defining percentage area targets for habitat types in conservation planning. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, p. 1646–1653, 2010.

ROW, J.R.; BLOUIN-DEMERS, G. Kernels are not accurate estimators of home-range size for herpetofauna. **Copeia**, New York, v. 2006, p. 797–802, 2006.

ROWE, J.W.; DALGARN, S.F. Home range size and daily movements of midland painted turtles (*Chrysemys picta marginata*) in relation to body size, sex, and weather patterns. **Herpetological Conservation and Biology**, Las Vegas, v. 5, n. 3, p. 461–473, 2010.

RYAN, M.; BURGIN, S. Gone walkabout? Movement of the eastern long-necked turtle *Chelodina longicollis* from farm dams in northwest peri-urban Sydney (Australia). **Journal of Biological Research**, Thessaloniki, v. 8, p. 119-127, 2007.

SANCHEZ, D.E.A. **Abundância e padrão de distribuição de *Rhinemys rufipes* (Spix, 1824), Chelidae, em uma floresta de terra firme na Amazônia Central**. 2008. 35p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2008.

SCHUBAUER, J.P. A reliable radio-telemetry tracking system suitable for studies of chelonians. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 15, p. 117-120, 1981.

SEAMAN, D.E.; POWELL, R.A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, Washington, v. 77, p. 2075-2085, 1996.

SEAMAN, D.E.; MILLSPAUGH, J.J.; KERNOHAN, B.J.; BRUNDIGE, G.C.; RAEDEKE, K.J.; GITZEN, R.A. Effects of sample size on kernel home range estimates. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 63, p. 739–747, 1999.

SEXTON, O.J. The spatial and temporal movements of a population of the painted turtle, *Chrysemys picta marginata* (Agassiz). **Ecological Monography**, Salford, v. 29, p. 113-140, 1959.

SMITH, G.R.; IVERSON, J.B.; RETTIG, J.E. Changes in a turtle community from a northern Indiana lake: a long-term study. **Journal of Herpetology**, Columbus, n. 40, p. 180-185, 2006.

SOLLA, S.R.D.; BONDURIANSKY, R.; BROOKS, R.J. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 68, p. 221-234, 1999.

SOUZA, F.L. **História natural do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1820) no Parque Estadual de Carlos Botelho, SP, região de Mata Atlântica (Testudines, Chelidae)**. 1995. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1995a.

_____. *Hydromedusa maximiliani* (Maximilian’s Snake-necked Turtle). Juvenile morphology. **Herpetological Review**, Laurence, v.26, n.1, p. 34-35. 1995b.

_____. **Ecologia do cágado *Phrynops geoffroanus* (Schweigger, 1812) em ambiente urbano poluído (Reptilia, Testudines, Chelidae)**. 1999. 52p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1999.

_____. Uma revisão sobre padrões de atividade, reprodução e alimentação de cágados brasileiros (Testudines, Chelidae). **Phyllomedusa**, Belo Horizonte, v. 3, n. 1, p. 15-27, 2004.

_____. The Brazilian snake-necked turtle. *Hydromedusa maximiliani*. **Reptilia**, London, v. 40, p. 47-51, 2005a.

_____. Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. **Revista Española de Herpetología**, Madrid, v. 19, p. 33-46, 2005b.

SOUZA, F.L.; ABE, A.S. Observations on feeding habits of *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae) in southeastern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 1, p. 320-322, 1995.

_____. Population structure, activity, and conservation of the Neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani*, in Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 2, p. 521-525, 1997a.

_____. Seasonal variation in the feeding habits of *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae). **Boletín de La Asociación Herpetológica Española**, Logroño, v. 8, p. 17-20, 1997b.

_____. Resource partitioning by the Neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani*. **Journal of Herpetology**, Columbus, n. 32, p. 106-112, 1998.

SOUZA, F.L.; MARTINS, F.I. Body temperature of free-living freshwater turtles, *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae). **Amphibia-Reptilia**, Leiden, v. 27, p. 464-468, 2006.

_____. *Hydromedusa maximiliani* (Mikan 1825) - Maximilian's Snake-Necked Turtle, Brazilian Snake-Necked Turtle. In: RHODIN, A.G.J.; PRITCHARD, P.C.H.; VAN DIJK, P.P.; SAUMURE, R.A.; BUHLMANN, K.A.; IVERSON, J.B.; MITTERMEIER, R.A. (Ed.). **Conservation biology of freshwater turtles and tortoises**: a compilation project of the IUCN/SSC. Arlington: Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group, 2009. p. 026.1-026.6. (Chelonian Research Monographs, 5).

SOUZA, F.L.; GIRALDELLI, G.R.; MARTINS, T.A. Reproductive aspects of Brazilian side-necked-turtles (Chelidae). **Boletín de La Asociación Herpetológica Española**, Logroño, v. 17, n. 1, p. 28-34, 2006.

SOUZA, F.L.; CUNHA, A.F.; OLIVEIRA, M.A.; PEREIRA, G.A.G.; REIS, S.F. Estimating dispersal and gene flow in the neotropical freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae) by combining ecological and genetic methods. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v. 25, n. 2, p. 151-155, 2002a.

_____. Preliminary phylogeographic analysis of the Neotropical freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae). **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 37, n. 2, p. 427-433, 2003.

SOUZA, F.L.; CUNHA, A.F.; OLIVEIRA, M.A.; PEREIRA, G.A.G.; PINHEIRO, H.P.; REIS, S.F. Partitioning of molecular variation at local spatial scales in the vulnerable neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae): implications for the conservation of aquatic organisms in natural hierarchical systems. **Biological Conservation**, Essex, n. 104, p. 119-126, 2002b.

SPENCER, R.J.; THOMPSON, M.B. The significance of predation in nest site selection of turtles: an experimental consideration of macro- and microhabitat preferences. **Oikos**, Rio de Janeiro, v. 102, p. 592-600, 2003.

STAMPS, J.A.; KRISHNAN, V.V. How territorial animals compete for divisible space: a learning-based model with unequal competitors. **American Naturalist**, Chicago, v. 157, p. 154-169, 2001.

STEEN, D.A.; GIBBS, J.P.; BUHLMANN, K.A.; CARR, J.L.; COMPTON, B.W.; CONGDON, J.D.; DOODY, J.S.; GODWIN, J.C.; HOLCOMB, K.L.; JACKSON, D.R.; JANZEN, F.J.; JOHNSON, G.; JONES, M.T.; LAMER, J.T.; LANGEN, T.A.; PLUMMER, M.V.; ROWE, J.W.; SAUMURE, R.A.; TUCKER, J.K.; WILSON, D.S. Terrestrial habitat requirements of nesting freshwater turtles. **Biological Conservation**, Essex, v. 150, n. 1, p. 121-128, 2012.

TOBLER, W.R. Cellular geography. In: GALE, S.; OLSSON, G. (Ed.). **Philosophy in geography**. Dordrecht: D. Reidel Publ., 1979. p. 379-386.

TOZETTI, A.M. **Uso do ambiente, atividade e ecologia alimentar da cascavel (*Crotalus durissus*) em área de Cerrado na região de Itirapina, SP.** 2006. 93p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

TOZETTI, A.M.; TOLEDO, L.F. Short-term movement and retreat sites of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) during the breeding season: a spooland-line tracking study. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 39, n. 4, p. 120–124, 2005.

TOZETTI, A.M.; VETTORAZZO, V.; MARTINS, M. Short-term movements of the South American rattlesnake (*Crotalus durissus*) in southeastern Brazil. **Herpetological Journal**, London, v. 19, n. 4, p. 201–206, 2009.

TRAN, S.L.; MOORHEAD, D.L.; MCKENNA, K.C. Habitat selection by native turtles in a Lake Erie Wetland, USA. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 158, p. 16–28, 2007.

TUCKER, A.D.; LIMPUS, C.J.; PRIEST, T.E.; CAY, J.; GLEN, C.; GUARINO, E. Home ranges of Fitzroy River turtles (*Rheodytes leukops*) overlap riffle zones: potential concerns related to river regulation. **Biological Conservation**, Essex, v. 102, p. 171–181, 2001.

WARISS, M.; ISAAC, V.J.; PEZZUTI, J.C.B. Habitat use, size structure and sex ratio of the spot-legged turtle, *Rhinoclemmys punctularia punctularia* (Testudines: Geoemydidae), in Algodoal-Maiandeuá Island, Pará, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, San José, v. 60, n. 1, p. 413–424, 2012.

WILSON, D.S. Tracking small animals with tread bobbins. **Herpetological Review**, Lawrence, v. 25, n. 1, p. 13–14, 1994.

WORTON, B.J. A review of models of home range for animal movement. **Ecological Modeling**, Towson, v. 38, n. 3, p. 277–298, 1987.

_____. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology**, Washington, v. 70, p. 164–168, 1989.

WRONSKI, T. Home-range overlap and spatial organization as indicators for territoriality among male bushbuck (*Tragelaphus scriptus*). **Journal Zoological of London**, London, v. 266, p. 227–235, 2005.

ANEXOS

ANEXO A - Descrição do monitoramento de fêmeas e machos de *Hydromedusa maximiliani* por rádio-telemetria entre setembro de 2009 e outubro de 2010 no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

Fêmeas	Período de monitoramento	Observações
♀#30	Out/2009 a Dez/2010	Animal não localizado em março e abril de 2009. Transmissor com defeito foi substituído por outro em junho de 2010.
♀#41	Out/2009 a Dez/2010	Permaneceu nas proximidades do mesmo ponto de janeiro a outubro de 2010 sem ser avistado. Em abril de 2011 (campo realizado para retiradas dos transmissores) esse animal foi localizado ainda com o transmissor, indicando que o sinal captado realmente pertencia ao animal
♀#74	Nov/2009 a Out/2010	De abril a outubro de 2010 permaneceu no mesmo ponto. Foi avistada em outubro de 2010 (rádio-transmissor em perfeito estado).
♀#118	Nov/2009	Animal não re-localizado desde sua soltura em novembro de 2009
♀#121	Out/2009 a Jan/2010	Animal não re-localizado desde Janeiro de 2010.
♀#157	Set/2009 a Jan/2010	Animal capturado sem transmissor em Janeiro de 2010
♀#158	Out/2009 a Dez/2010	Em setembro de 2010 foi re-localizada no mesmo ponto do mês anterior, mas nos meses seguintes se movimentou.
♀#221	Nov/2009 a Julho/2010	Sem sinal desde julho de 2010 e re-localizado em dezembro de 2010 (transmissor não estava mais funcionando)
♀#262	Nov/2009 a Maio/2010	Re-localizada até maio de 2010. Retirada do transmissor sem funcionamento em setembro/2010.
Machos	Período de monitoramento	Observações
♂#75	Out/2009 a Out/2010	Transmissor sem antena desde setembro de 2010, mas ainda emitia sinal. Em março de 2010 foi re-localizado no mesmo ponto de abril de 2010.
♂#150	Nov/2009 a Out/2010	Animal não foi localizado em fevereiro e março de 2009. Transmissor sem antena desde julho de 2010, mas ainda emitia sinal
♂#153	Out/2009 a Nov/2009	Sem transmissor em novembro de 2009
♂#159	Out/2009 a Out/2010	Transmissor sem antena desde outubro de 2010, mas ainda emitia sinal
♂#206	Nov/2009 a Março/2010	Animal não foi localizado em Janeiro de 2010. Sem transmissor em abril 2010 (descolou junto com os escudos da carapaça)
♂#216	Nov/2009 a Out/2009	Animal não localizado em maio de 2010, mas re-localizado nos meses seguintes
♂#232	Nov/2009 a Jun/2010	De fevereiro a abril de 2010 este animal permaneceu no mesmo ponto. Em maio ele se locomoveu, mas a partir de junho seu sinal não foi mais captado.
♂#242	Out/2009 a Jul/2010	Transmissor perdido em novembro e substituído, mas com sinal ruim. Não re-localizado nos meses de agosto e setembro/2010, mas capturado em outubro e dezembro/2010 (independente do sinal)
♂#256	Nov/2009 a Fev/2009	Animal não re-localizado de março a setembro de 2010. Recapturado em outubro de 2010 ainda com o transmissor, mas sem funcionamento
♂#283	Novembro/2009 a Abr/2010	Sem transmissor (descolou junto com os escudos da carapaça)