

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E
CONSERVAÇÃO NOS TRÓPICOS

IRAN CAMPELLO NORMANDE

MANEJO PARA CONSERVAÇÃO DE PEIXES-BOIS MARINHOS (*Trichechus manatus* LINNAEUS, 1758) NO BRASIL: programas de soltura e monitoramento

MACEIÓ - AL
2014

IRAN CAMPELLO NORMANDE

MANEJO PARA CONSERVAÇÃO DE PEIXES-BOIS MARINHOS (*Trichechus manatus* LINNAEUS, 1758) NO BRASIL: programas de soltura e monitoramento

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Richard James Ladle
Co-orientadora: Profa. Dra. Ana Cláudia
Mendes Malhado

**MACEIÓ - AL
2014**

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecária Responsável: Maria Auxiliadora G. da Cunha

N845 Normande, Iran Campello.

Manejo para conservação de peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus* LINNAEUS, 1758) no Brasil: programas de soltura e monitoramento / Iran Campello Normande. – 2014.
115 f. : il.

Orientador: Richard James Ladle.

Co-orientadora: Ana Cláudia Mendes Malhado.

Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Maceió, 2014.

Inclui bibliografias.

Apêndices: f. [107]-115.

1. Extinção. 2. Reintrodução. 3. Área de vida. 4. Utilização do habitat. 5. Telemetria. 6. Áreas marinhas protegidas. I. Título.

CDU: 597:502.7(204)(81)

Folha de aprovação

Iran Campello Normande

**MANEJO PARA CONSERVAÇÃO DE PEIXES-BOIS MARINHOS
(Trichechus manatus) NO BRASIL: PROGRAMAS DE
SOLTURA E MONITORAMENTO.**

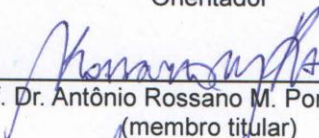
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Dissertação aprovada em 14 de fevereiro de 2014.

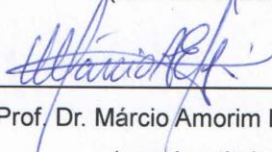


Prof. Dr. Richard James Ladle - UFAL

Orientador



Prof. Dr. Antônio Rossano M. Pontes – UFPE
(membro titular)



Prof. Dr. Márcio Amorim Efe – UFAL
(membro titular)



Profa. Dra. Tamí Mott – UFAL
(membro titular)

MACEIÓ - AL

Fevereiro / 2014

*Dedico este trabalho a minha querida vovó
Maria, que nos deixou neste ano de 2013,
mas que criou toda a família com muito amor
e dedicação e estará sempre em nossos
corações e memórias.*

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa é fruto de atividades financiadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. Os programas de soltura e monitoramento de peixes-bois também foram financiados ao longo dos anos principalmente pelo ICMBio, IBAMA e PETROBRAS.

O estudo foi realizado através da Autorização SISBIO nº 25597-1 – Monitoramento de Peixes-boi Marinhos (*Trichechus manatus*) no Nordeste do Brasil com Uso de Telemetria Satelital e VHF.

Todas as análises foram efetuadas na Base Avançada do CMA em Porto de Pedras/AL e no Laboratório de Biogeografia e Conservação – ICBS/UFAL.

Muitas pessoas foram importantes para que esta dissertação fosse possível. Diversos profissionais estiveram e estão envolvidos de alguma forma nas diferentes etapas deste trabalho.

Quero agradecer a meu orientador, Richard J. Ladle, pelas pacientes revisões de textos, rica contribuição em bibliografias, pela ajuda com os testes estatísticos e disponibilidade durante estes pouco mais de dois anos de colaboração.

Um agradecimento especial a minha co-orientadora Ana C. M. Malhado, que muito me ajudou durante todo o curso, estando disponível para todas as dúvidas, orientações e sempre apresentado oportunidades e caminhos a serem trilhados.

Agradeço aos coordenadores do Programa de Pós-graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos - UFAL, Vandick Batista, Márcio Efe e Nidia Fabr . Agradeço também a todo o corpo docente, em especial aos professores com os quais tive aulas durante o mestrado: Cláudio Sampaio, Tam  Mott, Flávia Moura, Iracilda Lima, M nica Dorigo, Taciana Kramer e Marcos Vital.

Quero agradecer também a Antonio Rossano pela grande ajuda desde a pr -qualificação até a fase de defesa, e que se propôs a participar mesmo tendo que realizar deslocamentos até Maceió.

Obrigado aos colegas mestrandos da turma de 2012 que compartilharam seminários, estudos, discussões e alguns momentos de descontração ao longo destes dois anos de UFAL.

Gostaria de expressar aqui a minha enorme gratidão as pessoas que fazem e fizeram o Projeto Peixe-boi ao longo de todos estes 34 anos. Ao participar efetivamente da soltura de 21 peixes-bois e coordenar o monitoramento de 29 indivíduos durante quase oito anos, pude trabalhar ao lado de dedicados profissionais, de diversas instituições do Brasil e exterior.

Agradeço à toda equipe do Projeto Peixe-boi, em nome de Fábria Luna, Coordenadora do CMA/ICMBio. Primeiro por disponibilizar todo o apoio a Base do CMA em Alagoas para que as solturas e monitoramento fossem possíveis. Uma complexa estrutura é necessária para viabilizar um programa de reabilitação e soltura deste porte e uma luta constante por melhores condições foi travada. Segundo, por todo o apoio dado para a execução da pesquisa, por disponibilizar o Banco de Dados do CMA/ICMBio para as análises e ainda pela colaboração na produção dos artigos científicos.

Um enorme agradecimento a pessoas que estavam e estão diariamente em campo, realizando as mais diversas tarefas para garantir o acompanhamento da adaptação dos peixes-boi à natureza: Ledenilson ou Neném, Djalma Victor, Josias Herculano, João Victor e Benedito, o Biu. Também Wilton, Sula, Alex Francisco e Anderson. Agradeço a Flávio Lins, que me ensinou muita coisa quando cheguei ao Projeto.

Meu muito obrigado a Simone Lopes pela alegria e valorosa ajuda durante vários anos. Dona Noêmia pelas comidas e conversas e a Jal (Jailton), sempre pronto para ajudar. Aos amigos vigilantes, sempre prestativos: irmão Paulo, Sr. Carlos, Diógenes, Aroni, Mauricélio, Edilson, Jadeilson (Igor) e Samuel.

Trabalhar com o manejo de um mamífero aquático de grande porte exige cumplicidade e dedicação. Quando comecei a trabalhar com peixes-bois, em 2006,

conheci pessoas que me inspiraram e se tornaram meus amigos. Obrigado Magnus Severo e João Carlos Borges, quando crescer, quero ser igual a vocês!

Quero agradecer a Pitágoras Viana Jr., que além de ser meu amigo e irmão, tanto me ajudou no monitoramento dos peixes-bois e em tantas outras atividades, em diferentes fases e por diferentes projetos.

Um agradecimento especial a Ulisses Santos, que foi indispensável para que este mestrado fosse possível. Além de assumir com todo o afinco a gestão do CMA/AL durante meus afastamentos, muito me ensina sobre a vida, as ciências humanas e educação e se tornou meu amigo e parceiro de luta.

Agradeço também a todos os amigos e colegas do CMA/PE, extremamente importantes para que este trabalho fosse possível, em especial a: Fernanda Attademo, Carla Marques, Victor Pazin, Deisi Balensiefer, Inês Serrano, Gláucia Souza, Solange Zanoni e todo o pessoal administrativo de Itamaracá e Recife. Um abraço aos amigos de luta em campo: Paulão, Sérgio Pacheco, Sérgio Henrique, Manoel, Bia e toda a equipe de tratadores.

Agradeço à Sede do ICMBio em Brasília, pelo apoio ao CMA/AL, em especial a Rômulo Mello, Fernando D'alava e Ugo Vercillo. Um agradecimento também à equipe da UAAF Cabedelo, em nome de Ione Sampaio.

Meu muito obrigado ao pessoal da Fundação Mamíferos Aquáticos - FMA e do FUNBIO pelo apoio operacional na execução dos projetos.

Gostaria de agradecer à equipe da AQUASIS e UERN pela parceria nas ações de conservação dos peixes-bois no Brasil.

Também agradeço a todos do Instituto Mamíferos Aquáticos – IMA em nome de Ernesto Foppel, Sheila Gomes e Adolfo Hubner, que ajudaram e ainda ajudam muito o CMA/AL.

Quero agradecer a Patrícia Savaget por me ajudar pacientemente com o banco de dados de telemetria e com as ferramentas de geoprocessamento. Também agradeço a Ana Emília Alencar pela disponibilização de arquivos tipo *Shape File*.

Sou grato ao amigo Jean Paulo pela revisão gramatical dos textos em português.

Aos amigos da APA Costa dos Corais/ICMBio (Paulo Corrêa, Eduardo Almeida, Cláudio Fabi, Pedro Lins, Marcelo Françoso e Dorgival) companheiros na proteção do habitat dos peixes-bois, na execução conjunta dos projetos e de grande importância para a Base do CMA em Porto de Pedras.

A toda equipe APA da Barra de Mamanguape e do Projeto Peixe-boi/ICMBio – Paraíba, parabéns pela dedicação e luta, mesmo com tantas dificuldades: “Seu” Biruca, Toinho, Jocélio, Thalma Veloso e todos os demais.

Durante o processo de aprendizagem sobre os métodos e tecnologias, tive a enorme ajuda de Jim Reid, que também se tornou um amigo e me abriu as portas do Sirenia Project/USGS. Obrigado também a Susan Butler, Bob Bonde, Dan Slone e Mirian Marmontel pelos sábios ensinamentos sobre sirênios e técnicas de coleta e análise de dados.

Mando um abraço especial as minhas famílias Barreto Campello e Normande pelo apoio incondicional, e a família Neves por me acolher como um dos seus.

Sou grato também aos meus amigos-irmãos que muito contribuíram nos momentos de alegria e tristeza: Thiago Mello, André Meira, Pablo Fernandes, Maíra e Pedro Normande, Ig e Itá Barradas, Daniel Gontijo, Petrônio e Pedro Viana.

Agradeço a meus pais, Fátima Campello e Eduardo Normande e minha irmã Nara por me darem tanto amor e bons valores, fundamentais por tudo que sou hoje e que levarei comigo por toda a minha vida.

E finalmente, agradeço a minha amada esposa, Carolina Neves, por suportar a ausência por minhas viagens, por me aconselhar em momentos de estresse, por estar sempre ao meu lado nos momentos bons e ruins, por me amar mesmo com todos os meus defeitos e por escolher construir sua vida ao meu lado. Carol, amo você do fundo da alma!

RESUMO

O manejo de espécies ameaçadas de extinção pode atuar no sentido de reverter colapsos populacionais. Destruição do habitat, caça e alterações ambientais reduziram dramaticamente a distribuição de grandes mamíferos, gerando populações pequenas e altamente desconexas. Tais populações apresentam risco de extinção elevado devido à depressão endogâmica, perda de diversidade genética e estocasticidade ambiental e demográfica. Os efeitos adversos de populações pequenas e desconexas podem ser mitigados através da translocação física de indivíduos. Foco de um dos mais longos programas de soltura e monitoramento do Brasil, os peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus*) são mamíferos aquáticos herbívoros de hábitos costeiros e estão criticamente ameaçados de extinção. O objetivo deste trabalho é avaliar o sucesso do programa de soltura e verificar os habitats utilizados pelos peixes-bois libertos, gerando informações para a melhoria dos protocolos de manejo e para a proteção de habitats importantes para a espécie. Trinta indivíduos (18 machos e 12 fêmeas) de diferentes idades foram liberados à natureza no Nordeste do Brasil entre 1994 e 2012 com uma taxa de sucesso >75%. Tempo em cativeiro parece ser a variável mais importante, sendo que animais soltos com aproximadamente cinco anos apresentam maiores chances de sobrevivência e adaptação à vida livre. Entre os animais liberados, 21 indivíduos foram marcados com dispositivos de monitoramento por satélite. A área de vida (Kernel fixo 95%) variou de 4,24 a 30,96 km² (média = 11,56 ± 8,60). Foram observados de 1 a 6 Centros de Atividade (COA) por animal (média = 2 ± 2 COAs). Os COAs perfizeram uma área que variou de 0,24 a 3,36 km² (média = 1,36 ± 0,96). Os peixes-bois foram classificados em (1) sedentários e (2) viajantes. As áreas de vida observadas foram aparentemente menores às descritas na literatura para populações naturais de peixes-bois em outras localidades. Sexo e local de soltura não influenciaram o tamanho da área de vida mensurada. O elevado montante de recursos humanos e financeiros investidos em um programa de longo prazo, aliado ao monitoramento e cuidado veterinário intensivo podem explicar o alto sucesso alcançado. Os centros de atividade e os corredores de deslocamento devem ter seu grau de proteção incrementado, de forma a mitigar os impactos antrópicos e aumentar a conexão das subpopulações, reduzindo as chances de extinção local em curto prazo.

Palavras-chave: Extinção. Reintrodução. Área de Vida. Utilização do Habitat. Telemetria. Áreas Marinhas Protegidas.

ABSTRACT

The endangered species management can act to reduce population and geographic distribution collapses. Habitat destruction, persecution and environmental change have dramatically reduced the distribution and abundance of many large mammal species. Many of the rarest species now only exist in small, highly disjunct populations with a much higher risk of extinction due to the combined effects of inbreeding depression, loss of genetic diversity and environmental and demographic stochasticity. The adverse effects of small and isolated populations can be mitigated through the physical translocation of individuals. Focus of one of the longest release and tracking programs in Brazil, the Antillean manatees (*Trichechus manatus*) are herbivorous aquatic mammals that occurs in coastal and shallow waters from Florida to Alagoas State. Manatees in Brazil area considered as “critically endangered”. The aim of this study was to assess the success rate of the release program and understand the habitat use by released manatees in the north-eastern coast of Brazil. Thirty individuals (18 males and 12 females) were release into two marine protected areas in northeast coast from 1994 to 2012 at a success rate >75%. Time in captivity appears to be a key variable determining post-release success: too long or too short a time in captivity decreasing the probability of survival. Twenty one manatees were radio tagged using GPS and PTT technology. The home range size (Kernel 95%) varied from 4,24 to 30,96 km² (mean = $11,56 \pm 8,60$). One to six Centres of Activity (COA) were record per animal (mean $2 = 2 \pm 2$). The COAs size varied from 0,24 to 3,36 km² (mean = $1,36 \pm 0,96$). Manatees were considered as (1) sedentary or (2) long-distance travellers. The observed home range was apparently lower than other manatee’s populations. Gender and release site did not show influence on the home ranges. Nevertheless, a clear lesson from the RRMP is that adequate resources are essential. Considerable infrastructure is needed for maintaining captive animals, technology for monitoring released individuals is essential to assess post-release success, and veterinary interventions may be necessary during any phase of the release. It’s important to increase COAs and travelling corridors protection. This can reduce anthropogenic impacts and augment connection between subpopulations.

Key-word: Extinction. Re-introduction. Home Range. Habitat Use. Telemetry. Marine Protected Areas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição histórica e atual de *T. manatus* no Brasil.

Figura 2 - Manatee's actual and historic distribution map along the Brazilian coast.

Figura 3 - Manatee's release sites in north-eastern Brazil.

Figura 4 - Soft-release facility built in estuarine area.

Figura 5 - Soft-release facility built in marine area.

Figura 6 - Historical series of manatee's releases.

Figura 7 - Manatee's release sites in the coast of north-east Brazil.

Figura 8 - Home range and centres of activity of released manatees in AL site. Gender represented as (M) for males and (F) females.

Figura 9 - Home range and centres of activity of released manatees in AL and PB sites – the small home range suggest a sedentary behaviour. Gender represented as (M) for males and (F) females.

Figura 10 - Home range and centres of activity of released long-distance travellers manatees released in AL site. Gender represented as (M) for males and (F) females.

Figura 11 - Home range and centres of activity of released long-distance travellers manatees released in PB site. Gender represented as (M) for males.

Figura 12 - The colored ellipses represents the Centers of Activity for 3 manatees (09-M: yellow; 07-M: green and 15-M: red). Google earth images were used to define the relative frequency of natural resources and the ecosystem's characterization.

Figura 13 - Relative frequency of natural resources found inside Centers of Activity.

Figura 14 - Ecosystem characterization inside the Centers of Activity.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Critérios utilizados para escolha de sítios de soltura. Adaptado de Lima *et al.*, (2007).

Tabela 2 - Criteria used to select the eligible animals to release.

Tabela 3 - Accuracy estimation for GPS and PTT location classes.

Tabela 4 - Released manatee's summary data. ID = Identification code; COA: Center of Activity.

Tabela 5 - Movement patterns of released manatees. ID: Identification code; MLD: Maximum Linear Distance; MDC: Maximum Distance from Coast and DTR: Daily Travel Rate

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AL-CE – Do estado de Alagoas até o lesto do estado do Ceará

APA - Área de Proteção Ambiental

APABM – Área de Proteção Ambiental da Barra do rio Mamanguape

APACC – Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais

AQUASIS – Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos

CMA – Centro Mamíferos Aquáticos

COA – Center of Activity

DTR – Daily Travel Rate

EUA – Estados Unidos da América

F – Female manatee

FMA – Fundação Mamíferos Aquáticos

FUNBIO – Fundo Brasileiro para a Biodiversidade

GPS – Global Positioning System

HRT – Home Range Tools

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

ICBS – Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

ID – Identification Code

IDSMB – Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá

IMA – Instituto Mamíferos Aquáticos

INPA – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

IUCN – International Union for Conservation of Nature

M – Male manatee

MDC – Maximum Distance from the Coast

MLD – Maximum Linear Distance

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MPA – Marine Protected Area

NGOs – Non Government Organizations

PCCB – Projeto Cetáceos da Costa Branca

PIT – Passive Integrated Transponder

PTT – Platform Type Transmitter

REMANE – Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Nordeste

RRMP – Rehabilitation, Release and Monitoring Programme

SD – Standard Deviation

SIG – Sistema de Informações Geográficas

SPSS – IBM SPSS Statistics

TDD – Taxa Diária de Deslocamento

UAAF – Unidade Avançada de Administração e Finanças

UERN – Universidade do Estado do Rio Grande do Norte

UFAL – Universidade Federal de Alagoas

US – United States of America

USGS – United States Geological Service

VHF – Very High Frequency

Estados brasileiros citados no estudo:

AL – Alagoas

AP – Amapá

CE – Ceará

MA – Maranhão

PA – Pará

PB – Paraíba

PE – Pernambuco

PI – Piauí

RN – Rio Grande do Norte

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	16
Referências	19
2 REVISÃO DA LITERATURA	22
2.1 Taxonomia e distribuição	22
2.1.1 Ecologia e comportamento	24
2.1.2 Conservação	25
2.1.2.1 Ameaças	25
2.1.2.2 Estratégias	27
2.2 Área de vida e utilização de habitat	30
2.2.1 Conceituação	30
2.2.1.1 Estimadores	31
2.3 Área de vida e utilização do habitat por sirênios	32
Referências	35
3 EIGHTEEN YEARS OF ANTILLEAN MANATEE RELEASES IN BRAZIL: IMPLICATIONS FOR CONSERVATION AND LESSONS LEARNT	40
3.3 Introduction	40
3.4 Study area	42
3.4.1 Release sites	42
3.5 Methods	44
3.5.1 Rehabilitation	44
3.5.2 Selection of individuals for translocation	44
3.5.3 Soft release protocol	45
3.5.4 Post release monitoring	47
3.5.5 Data analysis	48
3.6 Results	49
3.7 Discussion	51
3.7.1 Lessons learnt and future challenges	54
References	56
4 HOME RANGE, HABITAT USE AND MOVEMENT PATTERNS BY RELEASED ANTILLEAN MANATEES (<i>TRICHECHUS MANATUS</i>) IN BRAZIL: IMPLICATIONS FOR CONSERVATION	60
4.3 Introduction	60
4.4 Methods	62
4.4.1 Study area	62
4.4.2 Data collection	64
4.4.3 Data analyses	65
4.5 Results	66
4.6 Discussion	76
4.6.1 Home range and movement patterns	77
4.6.2 Habitat use	79
4.6.3 Implication for conservation	81
4.7 Conclusions	83

References	84
5 DISCUSSÃO GERAL.....	91
5.1 Programa de soltura.....	91
5.2 Programa de monitoramento	93
5.2.1 Área de vida e padrões de movimentação	94
5.2.2 Utilização do habitat	96
5.3 Implicações para a conservação	98
Referências	101
6 CONCLUSÕES	105

1. APRESENTAÇÃO

Impactos antropogênicos como destruição do habitat, caça e alterações ambientais reduziram dramaticamente a distribuição de várias espécies de grandes mamíferos, resultando em populações pequenas e altamente desconexas. Tais populações apresentam alto risco de extinção devido à depressão endogâmica, perda de diversidade genética e estocasticidade ambiental e demográfica (Lande, 1988; Stacey & Taper, 1992; Frankham, 1995; Hedrick & Kalinowski, 2000). Os efeitos adversos de populações pequenas e desconexas podem ser revertidos através da criação de corredores e outras ligações entre os habitats remanescentes (Bennet, 2003), ou pela translocação física de indivíduos (Griffith *et al.*, 1989; Fischer & Lindenmayer, 2000; Seddon *et al.*, 2007; Ewen *et al.*, 2012).

O manejo de espécies ameaçadas de extinção pode reverter colapsos populacionais e melhorar a abrangência geográfica (Sutherland *et al.*, 2009). Assim, existem casos onde populações se tornaram tão fragmentadas que a translocação de indivíduos, definida por Griffith *et al.* (1989, p. 477) como “a soltura intencional na natureza na tentativa de estabelecer, restabelecer ou aumentar uma população” é a única alternativa disponível. No entanto, este procedimento envolve altos custos e considerável dificuldade técnica envolvida. Além disso, a maioria dos projetos de translocação ou reintrodução apresentam planejamento deficiente, falta de recursos, seleção inapropriada dos animais e ausência de método científico, resultando em monitoramento pós-soltura deficiente ou inexistente e acarretando dificuldades na avaliação dos resultados dos programas de manejo desenvolvidos (Seddon *et al.*, 2007).

A avaliação da adaptação dos animais ao meio após a soltura é entendida como uma parte integrante dos programas de soltura. Tal avaliação analisa informações relacionadas à utilização do habitat pelo indivíduo durante a realização de suas atividades vitais como busca por alimento, abrigo e reprodução (IUCN, 1998; Lima *et al.*, 2007; Seddon *et al.*, 2007). Estas informações podem subsidiar alterações

metodológicas no próprio programa, como também auxiliar a formulação de políticas públicas baseada em dados com rigor científico para priorização de áreas importantes para a conservação; criação de unidades de conservação e/ou subsídio ao licenciamento ambiental de empreendimentos.

Os peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus manatus* LINNAEUS, 1758) são classificados globalmente na categoria de ameaça “vulnerável” (IUCN, 2012), no entanto, no Brasil a espécie é considerada “criticamente ameaçada” (MMA, 2010). Esta espécie proporciona um bom exemplo dos vários desafios envolvidos nas translocações de grandes mamíferos. Antes da colonização pelos europeus, os peixes-bois estavam amplamente distribuídos ao longo da costa brasileira, tendo como limite sul o estado do Espírito Santo (Doming, 1981, 1982). No entanto, a caça intensiva, a modificação do habitat e a baixa taxa reprodutiva dos peixes-bois resultaram no seu desaparecimento em várias localidades, restando atualmente aproximadamente 500 indivíduos em populações dispersas entre os estados do Amapá, no litoral Norte, até Alagoas, na região Nordeste do país (Lima, 1999; Luna, 2001; Parente *et al.*, 2004; Meirelles, 2008; ICMBio, 2011).

A espécie possui características que possibilitam enquadrá-la nos critérios de priorização - espécies-chave, guarda-chuva e espécie-bandeira - para programas de conservação propostos por Arponem (2012). Além disso, Luna *et al.* (2012) demonstram que as populações brasileiras apresentam marcadas divisões filogeográficas e baixa diversidade haplotípica. O alto grau de fragmentação da população, combinado ao acelerado desenvolvimento costeiro, sugere que intervenções baseadas em translocações podem acarretar em benefício considerável para a conservação da espécie (Luna *et al.*, 2012). Assim, em 1994 o governo brasileiro iniciou um programa de soltura com os objetivos de longo prazo de conectar populações isoladas, minimizar a depressão endogâmica e perda de diversidade através de deriva genética e recolonizar partes da distribuição histórica da espécie, de forma a produzir uma população interconectada (Lima, 2008; Lima *et al.*, 2007; Luna *et al.*, 2012).

Desta forma, esta pesquisa objetiva avaliar a eficácia do programa de soltura através da análise dos dados de monitoramento por telemetria satelital de peixes-bois liberados na natureza na região Nordeste do Brasil entre os anos de 1994 e 2013. Objetiva ainda determinar quais são as variáveis envolvidas no sucesso das solturas e estudar aspectos da área de vida e da utilização do habitat pelos indivíduos, gerando subsídios para melhorar os protocolos de manejo e coleta de dados e identificando habitats e recursos naturais prioritários para proteção. Tais informações são consideradas fundamentais para reduzir as chances de extinção local da espécie em curto prazo.

Assim, a presente dissertação está organizada a partir de um capítulo introdutório e dois manuscritos (Capítulo 3 e 4): O primeiro manuscrito resume os dezoito anos do programa de soltura da espécie no Brasil e será publicado em breve no periódico *Oryx*. O segundo aborda a área de vida, o uso do habitat e padrões de movimento de indivíduos liberados na natureza nos estados de Alagoas e Paraíba, bem como as implicações do programa de soltura para a conservação da espécie no Brasil que está em fase final de preparação para submissão ao periódico *Marine Biology*.

REFERÊNCIAS

- Arponen, A. (2012) Prioriting species for conservation planning. **Biodiversity Conservation**, 21:875-893.
- Domning, D.P. (1981) Distribution and status of manatees ssp. in Brazil c. 1785-1973. **Biological Conservation**, 21: 85-97.
- Domning, D.P. (1982) Commercial exploitation of manatees ssp. in Brazil c. 1785-1973. **Biological Conservation**, 22: 101-126.
- Ewen, J.G., Armstrong, D.P., Parker, K.A.; Seddon, P.J. (Ed.) (2012) **Reintroduction biology: integrating science and management**, Wiley-Blackwell, Oxford. 528 p.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. (2000) An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, 96: 1-11.
- Frankham, R. (1995) Conservation genetics. **Annual Review of Genetics**, 29: 305-327.
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W.; Reed, C. (1989) Translocation as a species conservation tool: status and strategy. **Science**, 245: 477-480.
- Hedrick, P.W. & Kalinowski, S.T. (2000) Inbreeding depression in conservation biology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 31: 139-162.
- ICMBio (2011) **Plano de ação nacional para a conservação dos sirênios: peixe-boi-da-amazônia *Trichechus inunguis* e peixe-boi-marinho *Trichechus manatus***. Luna, F.O., de Andrade, M.C.M., Reis, M.L. (Org.). Brasília. Editora ICMBio. 80 p.
- IUCN (1998) **Guidelines for re-introduction**. Prepared by the IUCN/ SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge, UK, 10 pp.
- IUCN (2012) **The IUCN Red List of threatened species 2012.1**. <http://www.iucnredlist.org/>[accessed 08/08/2012].

Lande, R. (1988) Genetics and demography in biological conservation. **Science**, 241: 1455-1460.

Lima, R. P.(1999) **Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*):** distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral Nordeste do Brasil. Editora IBAMA, Brasília. 76 p.

Lima, R.P. (2008) **Distribuição espacial e temporal de peixes-bois (*Trichechus manatus*) reintroduzidos no litoral nordestino e avaliação da primeira década (1994/2004) do programa de reintrodução.** Tese (Doutorado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Lima, R.P., Alvite, C.M.C.; Vergara-Parente, J.E. (2007). **Protocolo de reintrodução de peixes-bois marinhos no Brasil.** Editora IBAMA-MA & Instituto Chico Mendes, São Luís. 62 p.

Luna, F.O. (2001) **Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no litoral Norte do Brasil.** Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 122 p.

Luna, F.O. et al. (2012) Phylogeographic implications for release of critically endangered manatee calves rescued in Northeast Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 22: 665-672.

Meirelles, A.C.O. (2008) Mortality of the Antillean manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Ceará State, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88(6): 1133-1137.

MMA (2010) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** (Ed.) Machado, A. B. M; Drummond, G. M.; Paglia, A.P. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas 2v. 1420 p.

Parente, C.L., Vergara-Parente, J.E.; Lima, R.P. (2004) Strandings of Antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3(1): 69-75.

Seddon, P.J., Armstrong, D.P.; Maloney, R.F. (2007) Developing the Science of Reintroduction Biology. **Conservation Biology**, 21: 303-312.

Stacey, P.B.; Taper, M. (1992) Environmental variation and the persistence of small populations. **Ecological Applications**, 2: 18-29.

Sutherland, W.J. et al. (2009) One hundred questions of importance to the conservation of the global biological diversity. **Conservation Biology**, 3 (3): 557-567.

Viana, J.A. et al. (2006) Phylogeography, phylogeny and hibridization in trichechidae sirenians: implications for manatee conservation. **Molecular Ecology**, 15: 433-447.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Taxonomia e distribuição

Atualmente existem quatro espécies de sirênios (Ordem: Sirenia), classificadas em duas famílias: a Trichechidae, com três espécies de peixes-bois (*Trichechus manatus*, *T. Senegalensis* e *T. inunguis*), e a Dugongidae, com apenas um representante vivo, o dugongo (*Dugong dugong*). Outra espécie desta segunda família, a Vaca-Marinha-de-Steller (*Hydrodamalis gigas*), foi extinta pela caça apenas 27 anos após sua descoberta pela ciência (Reeves *et al.*, 2002).

Domning & Hayek (1986) propuseram, a partir de análises craniométricas, uma divisão de *Trichechus manatus* em duas subespécies: *T. manatus latirostris*, ocorrendo atualmente na costa e rios da Flórida e *T. manatus manatus*, nas Grandes Antilhas, leste do México, América Central, Norte e Nordeste do Brasil (Lefebvre *et al.*, 2001; Reeves *et al.*, 2002), sendo tal divisão posteriormente evidenciada a partir de análises genéticas realizadas por Vianna *et al.* (2006).

A família Trichechidae possui distribuição primariamente tropical e ocorre na Bacia do Atlântico. Apenas a subespécie *T. m. latirostris* ocorre em regiões subtropicais e se refugia em fontes de águas quentes, sejam naturais, como as regiões conhecidas como *springs*, ou artificiais, como efluentes industriais. Peixes-boi marinhos (*T. manatus*) e africanos (*T. senegalensis*) utilizam habitats similares. Em alguns casos utilizam porções de rios distantes da costa, mas frequentemente utilizam estuários e regiões costeiras onde pode ser encontrado alimento em abundância e águas calmas. Já o peixe-boi amazônico (*T. inunguis*) ocorre apenas na Bacia do rio Amazonas.

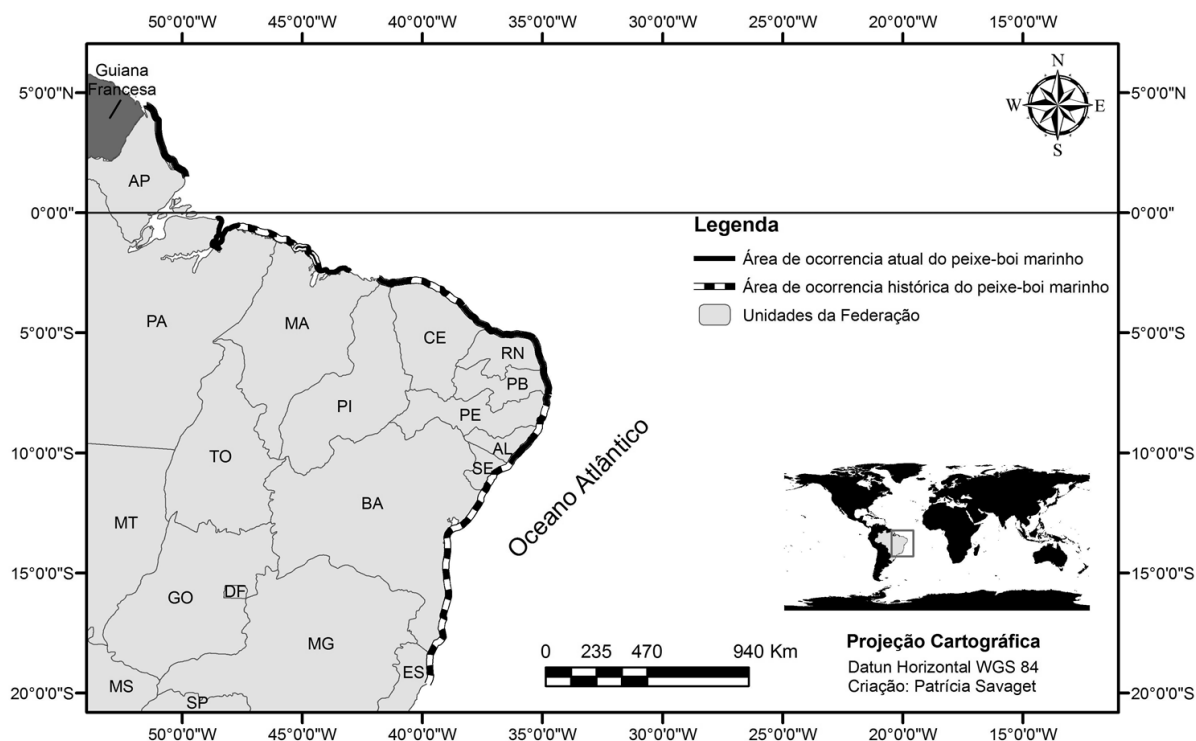
Os peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus* LINNAEUS, 1758) possuem corpo fusiforme, cabeça pequena e ausência de nadadeira dorsal. Apresentam principalmente coloração cinza, porém indivíduos podem aparentar coloração marrom, avermelhada, esbranquiçada ou negra, em função da fixação de algas e cracas em

seu corpo. Sua pele é áspera e grossa, com pelos esparsos pelo corpo. Fêmeas geralmente são maiores que machos. Os peixes-bois possuem apenas dentes molares, que são continuamente repostos por migração horizontal na mandíbula (Reeves *et al.*, 2002).

T. manatus é uma espécie de mamífero aquático de ocorrência tropical. De hábitos costeiros, ocorrem atualmente em baías, lagunas e estuários (Reeves *et al.*, 2002; Reep & Bonde, 2006) desde Rhode Island, nos EUA, até o estado de Alagoas, na região Nordeste do Brasil (Albuquerque & Marcovaldi, 1982).

A espécie apresenta distribuição descontínua no Brasil, com áreas de descontinuidade entre o norte de Alagoas e sul de Pernambuco, na porção oeste do Ceará e no Maranhão – Figura 1 (Albuquerque & Marcovaldi, 1982; Borobia & Lodi, 1992; Lima, 1999 e Luna, 2001). Os peixes-bois foram extintos nos estados do Espírito Santo, Bahia e Sergipe e a espécie atualmente apresenta pequenas populações isoladas (Lima, 1997 e Luna, 2001) e com baixa variabilidade genética (Vianna *et al.*, 2006; Luna *et al.*, 2012) nas demais áreas de sua distribuição geográfica.

Figura 1 - Distribuição histórica e atual de *T. manatus* no Brasil.



Fonte: Savaget, P.

2.1.1 Ecologia e comportamento

Os peixes-bois marinhos são animais de grande porte, pesando normalmente entre 400 – 550 kg e medindo de 2,7 a 3 m de comprimento (Reep & Bonde, 2006). Entretanto, segundo Reeves *et al.* (2002), já foram registrados animais de até 4,1 m e 1400 kg. Os filhotes nascem com 80 a 160 cm e 30 kg.

Com dieta exclusivamente herbívora, a espécie se alimenta principalmente de fanerógamas e algas marinhas e folhas de mangue, podendo passar entre seis e oito horas por dia forrageando (Reeves *et al.*, 2002; Reep & Bonde, 2006). De acordo com Palludo (1998), as principais espécies encontradas em estudos de dieta da subespécie *T. manatus manatus* são *Gracilaria cornea*, *Soliera sp.* e *Hypnea*

musciformes (algas), *Halodule wrightii*, *Rupia* sp. (capim-marinho), *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* (folhas de mangue).

Peixes-bois podem formar grupos efêmeros geralmente associados à reprodução ou compartilhamento de recursos, como alimento, água doce ou fontes de água aquecida. Porém, a unidade social básica é constituída pela relação fêmea-filhote. Ocorrem ainda demonstrações de facilitações sociais, nos quais membros de um grupo podem coordenar comportamentos como respiração, repouso ou deslocamento (Reeves *et al.*, 2002). São considerados animais promíscuos, apresentando poliandria, com a formação de grupos reprodutivos de até 22 machos para uma fêmea (Reeves *et al.*, 2002; Reep & Bonde, 2006).

A espécie possui longevidade estimada em 60-70 anos e baixa taxa reprodutiva, apresentando gestação de 13 meses e o nascimento de um filhote por vez, sendo raro o registro de gêmeos. Filhotes podem nadar desde muito cedo, todavia permanecem próximos às mães até o desgarre, que geralmente ocorre após 18 meses. Os peixes-bois atingem a maturidade sexual entre dois e cinco anos de idade e o intervalo médio entre filhotes é de 2,5 anos (Marmontel *et al.*, 1996; Reeves *et al.*, 2002; Reep & Bonde, 2006).

2.1.2 Conservação

2.1.2.1 Ameaças

Todas as populações de sirênios apresentaram declínio nos últimos séculos, sendo inclusive extirpados de muitas áreas. A principal causa do declínio populacional está relacionada a atividades humanas. Dugongos (*Dugong dugong*) e peixes-bois (*Trichechus manatus*, *T. inunguis* e *T. senegalensis*) têm sido caçados em sua área de distribuição. Apesar das medidas de proteção, a caça persiste em algumas áreas e a carne de sirênios ainda pode ser encontrada em alguns mercados ao redor do globo. Sirênios, em especial peixes-bois, tem sido vítimas de colisões com embarcações, capturas acidentais em tubulações ou portões contra inundações e em

redes de pesca. Dugongos estão também sujeitos à captura em espinhéis e redes de deriva, além de pesca com explosivos. Derramamento de óleo, ciclones e tempestades, parasitas e predação por tubarões e orcas são também causas de mortalidade reportadas para dugongos (Reeves *et al.*, 2002).

Águas turvas, vegetação flutuante e os altos custos envolvidos em levantamentos aéreos dificultam boas estimativas de densidade para as populações de peixes-bois na maioria dos locais de ocorrência. Estudos a partir de levantamentos aéreos estimaram a população de peixes-bois na Flórida no ano de 2001 em ao menos 3200 indivíduos (Reeves *et al.*, 2002; Reep & Bonde, 2006). A maior população de *T. manatus manatus* foi registrada em Belize, onde 340 indivíduos foram estimados (Reeves *et al.*, 2002).

No Brasil, estudos realizados por Lima (1999) e Luna (2001) a partir da aplicação de questionários com populações tradicionais de pescadores em toda a extensão dos litorais Norte e Nordeste estimaram a população brasileira da espécie em apenas 500 indivíduos. No entanto, estimativas publicada pela IUCN (2012) em seu sítio na internet apontam uma população de apenas 200 peixes-bois no país. Recentemente, Luna *et al.*, (2012) publicaram trabalho no qual sugerem, a partir de análises genéticas, uma população brasileira estimada em 1000 indivíduos.

Apesar de *T. manatus* ser considerado “vulnerável” em nível global pela IUCN (2012), o peixe-boi marinho é o mamífero aquático mais ameaçado de extinção do Brasil, sendo incluído nacionalmente na categoria “criticamente ameaçado” (MMA, 2010). A caça predatória durante a colonização do país, para obtenção de carne, couro e óleo, reduziu significativamente a população da espécie (ICMBio, 2011). Praticamente inexistente no litoral Nordeste, a caça ainda corresponde atualmente por 86% da mortalidade no litoral Norte – MA, PA e AP (Luna, 2001). São ainda consideradas ameaças à conservação dos peixes-bois, a morte acidental em artes de pesca (Parente *et al.*, 2004; Meirelles, 2008) e atropelamento por embarcações motorizadas (Borges *et al.*, 2007).

A degradação do habitat, ocasionada por supressão de vegetação de mangue, implantação de empreendimentos de carcinocultura e salinas, gerando assoreamento de estuários ou a completa antropização deste ecossistema é considerada atualmente a principal ameaça à conservação da subespécie no Brasil (Campos *et al.*, 2003; ICMBio, 2011). A substituição destes ecossistemas acarreta ainda o encalhe de filhotes dependentes. Como os estuários de certas localidades já não estão disponíveis, as fêmeas acabam dando à luz em locais de arrebentação e mar agitado, ocasionando a separação entre mãe e filhote e o encalhe de indivíduos, por vezes neonatos (Lima, 1999). Em estudo publicado em 2008, 83% das mortes de peixes-bois no estado do Ceará foram enquadradas na categoria de filhotes dependentes, enquanto as capturas em redes de pesca representaram 12,5% e a captura direta apenas 4,2% (Meirelles, 2008).

2.1.2.2 Estratégias

Em um contexto global, as iniciativas de conservação de sirênios estão prioritariamente relacionadas à criação e implementação de áreas protegidas e medidas de redução da caça, como atividades de educação ambiental e fiscalização. A ampliação do conhecimento científico sobre distribuição, uso do habitat e parâmetros populacionais também é indicada como prioridade nos planos de ação nacionais de conservação (Reeves *et al.*, 2002; ICMBio, 2011). Nos últimos anos, outros países construíram pequenos centros de reabilitação de filhotes dependentes, a exemplo de Porto Rico e Belize, com o objetivo de realizar resgates, reabilitação e soltura.

A subespécie *T. manatus latirostris* possui robusto programa de resgate, reabilitação e soltura nos Estados Unidos. A partir do primeiro resgate realizado em 1973, um programa interinstitucional de caráter público-privado foi instituído, com o objetivo de: facilitar a transição de peixes-boi resgatados e reabilitados em cativeiro para o ambiental natural. Durante os 40 anos do programa, 608 peixes-bois feridos ou órfãos foram assistidos na natureza ou em cativeiro. Destes, 77 foram marcados com

radiotransmissores antes da soltura e 390 retornaram à natureza sem monitoramento eletrônico (Reep & Bonde, 2006).

No Brasil, o governo federal criou, em 1980, o Projeto Peixe-boi, com o objetivo de realizar pesquisas e ações que reduzissem a ameaça de extinção à qual a subespécie estava submetida no país. Entre as diversas ações realizadas ao longo de mais de 30 anos de atuação, destaca-se o extenso trabalho de educação ambiental, visando reduzir a caça intencional e a estratégia de manejo através de ações de resgate e reabilitação de filhotes dependentes, seguido da soltura em ambiente natural (Luna & Passavante, 2010).

O programa de soltura foi iniciado em 1994 com os objetivos de conectar populações isoladas, minimizar a depressão endogâmica e a perda de diversidade através de deriva genética, além de recolonizar partes da distribuição histórica da subespécie, de forma a produzir uma população interconectada (Lima *et al.*, 2007; Lima, 2008; Luna *et al.* 2012). Durante os 19 anos de solturas, 34 indivíduos foram liberados no ambiente natural em três diferentes sítios: Paripueira e Porto de Pedras, no estado de Alagoas e Rio Tinto, no estado da Paraíba (Normande *et al.*, In Press; Dados não publicados, ICMBio). Os sítios de soltura foram selecionados no início do programa utilizando critérios como: disponibilidade de alimento e água doce; existência de unidades de conservação, condições logísticas e nível de ocupação humana – tabela 1 (Lima *et al.*, 2007).

Tabela 1 – Critérios utilizados para escolha de sítios de soltura.

Critérios	Descrição
Disponibilidade de alimento	Capim agulha Algas marinhas Manguezais
Disponibilidade de água doce	Rios e estuários preservados e acessíveis Olhos d'água
Apoio logístico	Unidade Executora do CMA Parceiros
Ocupação humana	Baixo tráfego de embarcações a motor Distante de áreas urbanas
Presença de peixes-bois	Animais nativos Animais reintroduzidos
Área protegida	Unidade de Conservação criada Hábitat da espécie preservado
Origem	Região de encalhe de filhotes Genética

Fonte: Normande, I.C. - adaptado de Lima *et al.*, 2007.

Entre os três sítios escolhidos, apenas em Porto de Pedras não existem atualmente populações nativas de peixes-bois, sendo esta área considerada uma área de ocorrência histórica e estando localizada entre duas populações isoladas (Lima, 1999). Desta forma, as solturas em Porto de Pedras são consideradas reintroduções, pois não existem mais populações nativas na área. Já as solturas conduzidas em Paripueira e Rio Tinto são consideradas como reforço populacional (IUCN, 1998), uma vez que ocorrem população de peixes-bois nativos nestas localidades.

Antes da liberação na natureza, os animais receberam radiotransmissores com tecnologia VHF e satelital de forma a viabilizar seu monitoramento pós-soltura. O monitoramento tem os objetivos de: (1) acompanhar a adaptação dos indivíduos ao ambiente, possibilitando intervenções veterinárias em casos de indivíduos debilitados;

(2) coletar informações sobre movimentação e utilização do habitat pelos animais liberados. Tais informações visam ao aumento do conhecimento científico sobre a subespécie e suas relações ecológicas, como também a avaliação da efetividade do programa de manejo para a conservação (Lima *et al.*, 2007).

Apesar de existirem poucos trabalhos publicados (ICMBio, 2011; Kikuchi *et al.*, 2011), programas de resgate, reabilitação e soltura de peixes-bois da Amazônia (*T. inunguis*) ocorrem em ao menos três localidades no Brasil: Manaus (INPA); Mamirauá-Amanã (IDSM) e Calha do rio Tapajós – Pará (CMA). Em vários locais da Região Amazônica a caça de peixes-bois ainda ocorre, apesar da proibição legal desde 1967, gerando um alto número de filhotes órfãos que são resgatados anualmente. Assim, o abate de animais reabilitados e devolvido à natureza representa uma ameaça à continuidade das solturas e ações de educação e fiscalização são consideradas extremamente importantes (ICMBio, 2011).

2.2 Área de Vida e Utilização do Habitat

2.2.1 Conceituação

O conceito de área de vida ou área de uso, traduzido do termo em inglês *home range*, é utilizado há bastante tempo na literatura especializada, e remete a pesquisas no campo da história natural de organismos. Darwin (1859), no famoso livro *On the Origin of the Species*, definiu que “Indivíduos animais restringem seus movimentos a áreas definidas, conhecidas como área de vida”.

Mais tarde, outras definições foram propostas, a exemplo de Burt (1943, p. 351) que postulou área de vida como sendo a “área percorrida por um indivíduo em suas atividades normais de busca por alimento, acasalamento e cuidado com filhotes. Saídas ocasionais desta área, talvez de natureza exploratória, não devem ser consideradas como parte da área de vida”. Contudo, o autor não definiu as saídas ocasionais, permitindo certa subjetividade na aplicação do conceito em trabalhos experimentais. Outros problemas observados nesta definição são a definição dos

limites desta área e a importância da variação na intensidade do uso do espaço no interior da área de vida (Powell, 2000). No entanto, a precisa definição dos limites da área de vida é menos relevante que o conhecimento da intensidade do uso e importância biológica de sua estrutura interna (Powell, 2000).

Quanto à utilização do habitat, esta pode ser resultante de diferentes atividades comportamentais, tais como busca por alimento, abrigo e parceiros e onde o indivíduo sobrevive, reproduz e tem sua aptidão maximizada (Krebs & Davies, 1997 *apud* Kie *et al.*, 2010). Neste sentido, a área de vida não é apenas a utilização espacial, no entanto, o uso do espaço por um animal é o que pode ser historicamente definido com mais facilidade e segurança (Kie *et al.*, 2010).

2.2.1.1 Estimadores

As análises de área de vida evoluíram a partir de tentativas de definição do tamanho e forma destas áreas através de mínimos polígonos convexos, para métodos que descrevem a área de vida de um animal como uma distribuição de utilização, isto é, a partir da frequência de distribuição relativa multidimensional das localizações do animal (Kie *et al.*, 2010). A técnica de estimação de densidade conhecida como Kernel fixo ou adaptativo, proposta por Worton (1989), se tornou o método mais utilizado para quantificar a utilização do espaço por um indivíduo animal. Este método possui vantagens tais como o caráter probabilístico e a abordagem não paramétrica, além de não pressupor formato rígido para a área e não ser afetado pelo tamanho e posição de grids (Jacob & Rudran, 2006).

Ao longo dos anos, vários estimadores estatísticos de área de vida, com uma crescente sofisticação e complexidade, foram desenvolvidos. Com o advento das localizações por *Global Positioning System* (GPS), combinadas aos dados derivados de telemetria *Very High-frequency* (VHF) e estimadores Kernel para áreas de vida, foi possível gerar interpretações largamente aceitas da área de vida como uma probabilidade de densidades ou distribuição de utilização (Kie *et al.*, 2010). Então, esta superfície de probabilidades ofereceu a capacidade única de ir além da descrição

da área de vida, possibilitando ao pesquisador inferir sobre a razão pela qual determinado animal utiliza tal área a partir da correlação com características ambientais como atributos do habitat (Marzluff *et al.*, 2004; Moorcroft & Barnett, 2008).

Atualmente, com o aumento da utilização de softwares de sistemas de informação geográfica (SIG), uma variedade de ferramentas de análise e estimativa de áreas de vida encontra-se disponível, a exemplo da Home Range Tools for ArcGIS® (HRT), disponível em <http://flash.lakeheadu.ca/~arodgers/hre/>). Desenvolvida por Rodgers *et al.* (2007), esta ferramenta permite realizar análises de Mínimo Polígono Convexo e Kernel, além de realizar conversões de pontos para caminhos, possibilitando o cálculo de medidas de deslocamento. A utilização destas novas ferramentas de coleta e análise de pontos de localização de indivíduos tem proporcionado o rápido crescimento e ampla utilização de técnicas de radiotelemetria satelital em estudos sobre área de vida e utilização do habitat por espécies animais.

2.2.2 Área de Vida e Utilização do Habitat por Sirênios

Entre 1983 e 2012 alguns estudos foram publicados abordando áreas de vida e a utilização do habitat por sirênios e relataram como aspectos fisiológicos, de disponibilidade de recurso e de utilização humana do meio podem influenciar esta utilização.

Irvine (1983) estudou como a temperatura da água poderia influenciar a distribuição de peixes-bois (*T. manatus latirostris*) na Flórida, e observou que temperaturas inferiores aos 20° C geravam distúrbios relacionados ao estresse por frio, sendo, portanto, este componente ambiental determinante para entender o uso do habitat pelos animais. Alguns anos mais tarde, Reid *et al.* (1991) publicaram um estudo utilizando identificação fotográfica dos peixes-bois da Flórida e observaram que indivíduos adultos e juvenis de ambos os sexos realizavam longas viagens de até 820 km, apresentando um marcado padrão sazonal, relacionado à temperatura da água e a utilização de fontes termais no período do inverno. Posteriormente, Morales-Vela *et al.* (1999) realizaram levantamentos aéreos no México e em Belize e

concluía que os peixes-bois (*T. manatus manatus*), naquela localidade, apresentam uma preferência por habitats formados por lagoas e rios costeiros.

Em adição, Oliveira-Gómez & Mellink (2005) caracterizaram habitats durante levantamentos aéreos no México e modelaram a distribuição potencial de peixes-bois, relatando que características como proximidade de fontes de água doce e profundidade foram as variáveis que mais explicaram o modelo. Corroborando os achados de Morales-Vela *et al.* (1999), Jimenez (2005) também identificou a predileção dos peixes-bois por lagoas próximas à costa e observou ainda que, a partir de regressão logística, ambientes com vegetação aquática abundante, águas claras e quentes, rios mais largos e com presença de mata ciliar apresentam maior probabilidade de ocorrência de peixes-bois na Costa Rica. Em estudo realizado na Colômbia, Castelblanco-Martinez *et al.* (2009) realizaram levantamentos embarcados e entrevistas e observaram que a utilização do habitat pelos peixes-bois e os impactos antropogênicos sobre estes variavam conforme o ciclo hidrológico de seca-cheia.

Igualmente importante, Flamm *et al.* (2005) publicaram um trabalho a partir de dados de telemetria satelital com 41 peixes-bois (19 machos e 22 fêmeas) na Baía de Tampa, Flórida, caracterizando áreas de utilização e corredores de deslocamento. Estes autores observaram que animais reabilitados em cativeiro e selvagens possuem uso do habitat semelhante e que machos apresentam maiores taxas de deslocamento, seguidos por fêmeas com filhotes e fêmeas sem filhotes. Da mesma forma, Sheppard *et al.* (2006) também a partir de dados de telemetria por satélite provenientes de pesquisa realizada com 70 dugongos (*D. dugon*) na Austrália concluíram que existe variação individual, uma vez que alguns animais de ambos os sexos apresentaram hábito sedentário, enquanto outros realizaram longos deslocamentos. A área de vida observada neste estudo variou de 0,5 a 733 km². Foi observado ainda que dugongos raramente se afastam da costa (distância máxima 12,8 km) e que os deslocamentos longos estão relacionados à presença de águas frias na região sul do país.

Em outro estudo, realizado no México e Belize, Castelblanco-Martinez *et al.* (2012) identificaram áreas de vida que variavam entre 202 e 5.156,73 km² e um a três

Centros de Atividade (COA) por peixe-boi (*T. m. manatus*). A pesquisa foi conduzida a partir de 15 indivíduos (8 fêmeas e 7 machos) capturados e marcados com dispositivos de rastreamento por satélite. Não foi observada diferença nos padrões de deslocamento entre os sexos e os peixes-bois foram classificados em dois padrões de deslocamento: (1) animais residentes na baía de Chetumal e (2) animais que empreenderam grandes deslocamentos (até 240 km).

No Brasil, durante o monitoramento de um peixe-boi fêmea reintroduzido, Lima *et al.* (2005) observaram movimentos determinados pela flutuação da maré, utilização de ambientes de estuário e recifes de coral e arenito no litoral dos estados de Alagoas e Pernambuco. Em estudo posterior, Lima (2008) realizou uma avaliação do programa de soltura de peixes-bois no Brasil e verificou que existe variação sazonal na utilização do habitat pelos animais, observando ainda variação no tamanho das áreas e na quantidade de sítios de fidelidade utilizados, concluindo que o repovoamento de áreas de ocupação histórica é indicativo do sucesso do programa.

Em revisão recente, publicada por van Beest *et al.* (2011), o status reprodutivo foi considerado o fator de maior influência ao nível de indivíduo para explicar variações na área de vida de herbívoros de grande porte. No entanto, alterações na quantidade e qualidade de recursos alimentares também demonstraram grande influência. Desta forma, na presente pesquisa, além de identificar os limites e calcular o tamanho da área de vida dos peixes-bois monitorados, buscamos compreender a importância biológica e a intensidade de uso do habitat pelos animais. Desta feita, esperamos gerar informações que possam contribuir para o aprimoramento do programa de soltura e para a conservação da espécie no extremo sul de sua distribuição atual.

REFERÊNCIAS

- Albuquerque, C.; Marcovaldi, G.M. (1982) Ocorrência e distribuição do peixe-boi marinho no litoral brasileiro (SIRENIA, Trichechidae, *Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758). In: Simpósio Internacional sobre a utilização de Ecossistemas Costeiros: Planejamento, Poluição e Produtividade 1, Rio Grande: **Resumos**. 27 p.
- Borges, J.C.G. et al (2007) Embarcações motorizadas: uma ameaça aos peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus*) no Brasil. **Biota Neotropica**, 7(3): 199-204.
- Borobia, M.; Lodi, L. (1992). recent observations and records of the West Indian Manatee *Trichechus manatus* in northeastern Brazil. **Biological Conservation**, 59: 37-43.
- Burt, W.H. (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, 24, 346-352.
- Campos, A.A. et al. (2003). **A zona costeira do Ceará: diagnóstico para a gestão integrada**. AQUASIS, Fortaleza. 248 p.
- Castelblanco-Martínez, D. N. et al. (2009). Seasonality of habitat use, mortality and reproduction of the vulnerable Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* in the Orinoco River, Colombia: implications for conservation. **Oryx**, 43(2): 235-242.
- Darwin, C. (1859). **On the origin of species**. London, UK: Murray. 502 p.
- Domning, D.P.; Hayek, L.A.C., (1986) Interspecific and intraspecific morphological variation in manatees (Sirenia, *Trichechus*). **Marine Mammal Science**, 2(2):5-97
- Flamm, R.O. et al. (2005) Estimation of manatee (*Trichechus manatus latirostris*) places and movement corridors using telemetry data. **Ecological Applications**, 15(4):1415-1426.
- ICMBio (2011) **Plano de ação nacional para a conservação dos sirênios: peixe-boi-da-amazônia *Trichechus inunguis* e peixe-boi-marinho *Trichechus manatus***. Luna, F.O., de Andrade, M.C.M., Reis, M.L. (Org.). Brasília. Editora ICMBio. 80 p.

Irvine, A.B. (1983) Manatee metabolism and its influence on distribution in Florida. **Biological Conservation**, 25: 315-334.

IUCN (1998) **Guidelines for re-introduction**. Prepared by the IUCN/ SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge, UK, 10 p.

IUCN (2012) **The IUCN Red List of threatened species 2012.1**. <http://www.iucnredlist.org/>[accessed 08/08/2012].

Jacob, A.A.; Rudran, R. (2006) Radiotelemetria em estudos populacionais. In: Cullen Jr., Valadares-Pádua, C.; Rudran, R. (Eds). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre**. Editora da Universidade Federal do Paraná - Curitiba. 652 p.

Jimenez, I. (2005) Development of predictive models to explain the distribution of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in tropical watercourses. **Biological Conservation**, 125: 491-503.

Kie, J.G.et al. (2010) The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? **Phil. Trans. R. Soc.**, 365: 2221-2231.

Lefebvre, L.W. et al. (2001) Status and biogeography of the West Indian manatees. In: Woods, C.A.; Sergile, F.E. (Eds). **Biogeography of the West Indies: new patterns and perspectives**. CRC Press, Boca Raton. 608 p.

Lima, R. P.(1999) **Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*)**: distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral Nordeste do Brasil. Editora IBAMA, Brasília. 76 p.

Lima, R.P. et al. (2005) Reproductive behavior in a captive-released manatee (*Trichechus manatus manatus*) along the northeastern coast of Brazil and the life history of her first calf born in the wild. **Aquatic Mammals**, 31(4), 420-426.

Lima, R.P., Alvite, C.M.C.; Vergara-Parente, J.E. (2007). **Protocolo de reintrodução de peixes-bois marinhos no Brasil**. Editora IBAMA-MA & Instituto Chico Mendes, São Luís. 62 p.

Lima, R.P. (2008) **Distribuição espacial e temporal de peixes-bois (*Trichechus manatus*) reintroduzidos no litoral nordestino e avaliação da primeira década (1994/2004) do programa de reintrodução.** Tese (Doutorado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Luna, F.O. (2001) **Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no litoral Norte do Brasil.** Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 122 p.

Luna, F.O & Passavante, J.Z.O. (2010) **Projeto peixe-boi/ICMBio: 30 anos de conservação de uma espécie ameaçada.** Editora ICMBio, Brasília. 108 p.

Luna, F.O. et al. (2012) Phylogeographic implications for release of critically endangered manatee calves rescued in Northeast Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 22: 665-672.

Marmontel, M. et al. (1996) Age determination in manatees using growth-layer-group counts in bone. **Marine Mammal Science**, 12 (1):54-88.

Marzluff, J. M. et al. (2004) Relating resources to a probabilistic measure of space use: forest fragments and Steller's jays. **Ecology**, 85: 1411–1427.

Meirelles, A.C.O. (2008) Mortality of the Antillean manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Ceará State, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88(6): 1133-1137.

MMA (2010) **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção.** (Ed.) Machado, A. B. M; Drummond, G. M.; Paglia, A.P. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas 2v. 1420 p.

Moorcroft, P. R.; Barnett, A. (2008) Mechanistic home range models and resource selection analysis: a reconciliation and unification. **Ecology**, 89: 1112–1119.

Morales-Vela, B. et al. (2000) Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico. **Biological Conservation**, 95: 67-75.

Oliveira-Gómez, L.D.; Mellink, E. (2005) Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahía de Chetumal, México. **Biological Conservation**, 121: 127-133.

Paludo, D. (1998) **Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no Nordeste do Brasil**. Brasília: Ed. IBAMA. 70 p.

Parente, C.L., Vergara-Parente, J.E.; Lima, R.P. (2004) Strandings of antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3(1): 69-75.

Powell, R.A. (2000) Animal home ranges and territories and home range estimators. In **Research technologies in animal ecology – controversies and consequences**. L. Boitani; T.K. Fuller (Eds). New York, NY: Columbia University Press. 65-110 p.

Rathbun, G.B., Reid, J.P.; Bourassa, J.B. (1987) **Design and construction of a tethered, floating radio-tag assembly for manatees**. National Technical Information Service, #PB87-161345/AS. Springfield, Virginia. 49 pp.

Reep, R.L.; Bonde, R.K. (2006) **The Florida Manatee: Biology and Conservation**. University Press of Florida, Florida. 189 p.

Reeves, R. R. et al. (2002) **National Audubon Society guide to Marine Mammals of the World**. New York: National Audubon Society. 527 p.

Reid, J.P, Rathbun, G.B, Wilcox, J.R. (1991) Distribution Patterns of Individually Identifiable West Indian manatees (*Trichechus manatus*) in Florida. **Marine Mammal Science**, 7(2):180-190.

Rodgers, A.R. et al. (2007) **HRT: Home Range Tools for ArcGIS**. Version 1.1. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.

Sheppard, J.K. et al. (2006) Movement heterogeneity of dugongs, *Dugong dugon* (Müller), over large spatial scales. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 334: 64-83.

Viana, J.A. et al. (2006) Phylogeography, phylogeny and hibridization in trichechidae sirenians: implications for manatee conservation. **Molecular Ecology**, 15: 433-447.

3. EIGHTEEN YEARS OF ANTILLEAN MANATEE RELEASES IN BRAZIL: IMPLICATIONS FOR CONSERVATION AND LESSONS LEARN¹

3.1 Introduction

Habitat destruction, persecution and environmental change have dramatically reduced the distribution and abundance of many large mammal species. Many of the rarest species now only exist in small, highly disjunct populations with a much higher risk of extinction due to the combined effects of inbreeding depression, loss of genetic diversity and environmental and demographic stochasticity (Lande, 1988; Stacey & Taper, 1992; Frankham, 1995; Hedrick & Kalinowski, 2000).

These problems can be partially mitigated by facilitating movement between remaining sub-populations through corridors and other linkages between critical habitats (Bennett, 2003), or by physical translocation of individuals (Griffith *et al.*, 1989; Fischer & Lindenmayer, 2000; Seddon *et al.*, 2007; Ewen *et al.*, 2012). Sometimes populations have become so fragmented that translocation – “the intentional release of animals in the wild in an attempt to establish, re-establish or augment a population” (Griffith *et al.*, 1989) – is the only available conservation option, despite the frequently high costs and considerable technical difficulties involved. Indeed, Sutherland *et al.* (2009, p. 564) recently identified the question “what is the relative effectiveness of

¹ Manuscrito submetido e aceito para publicação na revista Oryx – International Journal of Conservation e formatado de acordo com as normas do periódico.

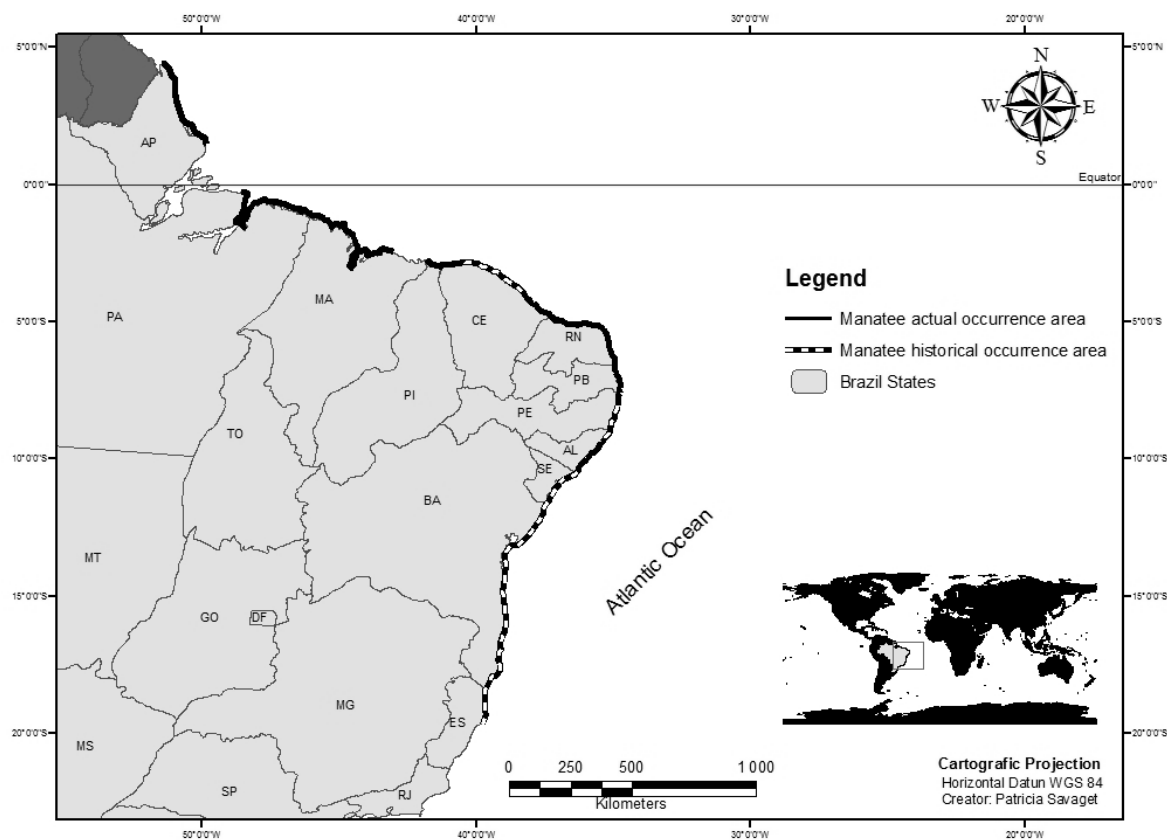
different methods for facilitating movement of a species among disjunct patches of its habitat?” as one of the hundred most important in global conservation. Answering this question is by no means simple, but is becoming increasingly urgent as anthropogenic climate change makes the possibility of wide-scale translocations (e.g. assisted dispersal) ever more likely (e.g. McLachlan *et al.*, 2007).

The Antillean Manatee (*Trichechus manatus manatus*, LINNAEUS, 1758) in Brazil provides a good example of the challenges of large mammal translocations. Before European colonization, manatees were widespread along the coast of Brazil as far as the southern state of Espírito Santo. However, they have disappeared from many localities due to over-hunting, habitat modification and a very low rate of natural reproduction (Domning, 1981; 1982; Lima, 1999; Luna, 2001; Parente *et al.*, 2004; Meirelles, 2008; ICMBio, 2011).

Latest estimates suggest that there are only about 500 individuals in scattered populations from Amapá State in the far north to the northeastern state of Alagoas (Lima, 1999, Luna, 2001 e Luna *et al.*, 2008 – Figure 2). Thus, although the manatee is only classified as globally “vulnerable” by the IUCN (IUCN, 2012), it is regarded as “critically endangered” on the Brazilian Red List (MMA, 2010). There is low genetic connectivity between Brazilian manatees and neighboring populations in French Guiana and Guyana (Vianna *et al.*, 2006), suggesting that the Brazilian population may represent an evolutionarily distinct lineage. Moreover, Brazilian manatees show marked phylogeographic divisions and low haplotype diversity (Luna *et al.*, 2012).

In response to population fragmentation and widespread coastal development, in 1994 the Brazilian government initiated a manatee translocation programme using rehabilitated calves. The long-term objective was to link isolated populations, minimize negative genetic effects, and re-colonize parts of the historical distribution to produce a more or less continuous distribution (Lima *et al.*, 2005; Lima *et al.*, 2007; Lima, 2008; Luna *et al.*, 2012).

Figure 2 - Manatee's actual and historic distribution map along the Brazilian coast.



Fonte: Savaget, P.

Unlike many reintroduction projects, released individuals were carefully monitored, creating an extensive and unique historical database that can be used to assess the effectiveness of the intervention.

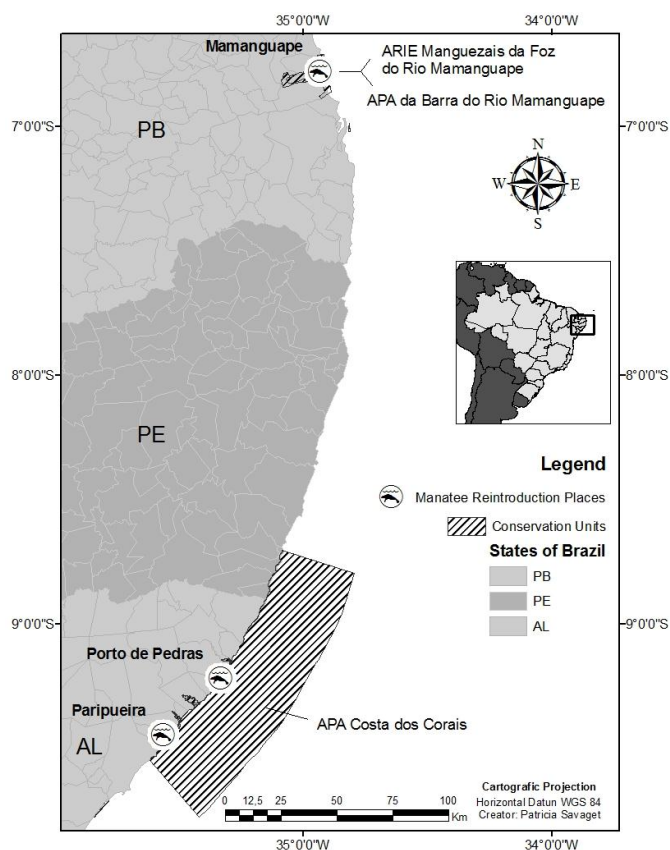
Here, we summarize the results of the manatee Rehabilitation, Release and Monitoring Programme (RRMP), identifying the main challenges for successful implementation and discussing the key lessons learnt.

3.2 Study area

3.2.1 Release sites

Three release sites were used over the 18 years of the study, two in Alagoas and one in Paraíba State, northeastern Brazil (Figure 3). The two Alagoas sites are Porto de Pedras and Paripueira, inside the Costa dos Corais MPA. The region has inshore reefs, sea grass beds, algae and mangrove areas (ICMBio, 2011).

Figure 3 - Manatee's release sites in north-eastern Brazil.



Fonte: Savaget, P.

Paripueira was the first release site. However, because of its close proximity (25 km north) to the state capital Maceió, translocations were stopped after only two

releases. A new site (Porto de Pedras) 70 km north of Paripueira was subsequently chosen and has been used since 1998. This site is in the middle of two disjunct populations and had no extant population of manatees (Lima, 2008). The Paraíba site is in Barra do Rio Mamanguape MPA, an estuarine complex close to sea grass beds and inshore reefs (ICMBio, 2011).

3.3 Methods

3.3.1 Rehabilitation

Stranding of newborn calves is one of the greatest threats to manatees in Brazil (Parente *et al.*, 2004, Meirelles, 2008; ICMBio, 2011). Government agencies and partner institutions rescue stranded calves and transfer them to a rehabilitation facility on Itamaracá Island.

After a health assessment the rescued animals are kept in individual pools for a quarantine period, after which they are moved to bigger pools with other calves. They are fed on soy milk compounds, algae and sea grass. At the age of one year, they are put in a reintroduction oceanarium' where they have a more natural diet of sea grass and algae supplemented with vegetables (carrots and lettuce) and vitamins.

3.3.2 Selection of individuals for translocation

The criteria used for the selection of individuals for translocation (Table 3.1) follows the Brazilian Manatee Reintroduction Protocol and the IUCN Reintroduction Guidelines (IUCN, 1998; Lima *et al.*, 2007).

Table 2 - Criteria used to select the eligible animals to release.

Criteria	Eligible	Eligible with restrictions	Not eligible
Origin	Nature: stranded new-born calves	- Rescued from inappropriate captivity facilities - Nature: rescued animals - Captivity born	-
Time in captivity	2 to 5 years	5 to 10 years	More than 11 years in captivity
Feeding behavior	Natural diet	Vegetables and fruits	Natural diet refused
Morphometry	≥ 175 kg ≥ 200 cm	< 175 kg < 200 cm	-
Clinic history	- Blood analysis agree with species parameters - No pathologies	- Altered blood analysis - Treated pathologies	Pathologies with no treatment
Genetics	Release region equals to rescue region	No data	- Hybrid - Impossible to translocate to rescue region
Behavior	Low humanization	High humanization	-

Fonte: Normande, I.C. – adaptado de Lima et al., 2007.

3.3.3 Soft-release protocol

After rehabilitation, selected individuals are moved by trucks and boats to staging areas (Figure 4 and 5). The manatees spend some time (15 days at the start of

the Project, but increasing to 3-12 months later in the Project to facilitate acclimatization) in these areas to adapt to local environmental conditions.

Figure 4. Soft-release facility built in estuarine area.



Fonte: Normande, I.C.

Figure 5. Soft-release facility built in marine area.



Fonte: Acervo CMA/ICMBio

3.3.4 Post-release monitoring

After release, the manatees were monitored using Very High Frequency (VHF) and satellite radio tags. A belt was attached around the caudal peduncle and a floating transmitter was connected with a flexible cable (Rathbun *et al.*, 1989; Reid *et al.*, 1991; Deustch *et al.*, 1998). Three different transmitter models were used (all produced by Telonics, INC.): The MOD-550 is a VHF only transmitter; ST-03 is a platform type transmitter (PTT) that uses an ARGOS link; The TMT-462 and TMT-464-2 are Global Positioning System (GPS) transmitters that also have an ARGOS link. All satellite transmitters had built-in VHF transmitters, making it possible to track the target manatee in the field.

The VHF signal is typically monitored until the researcher has observed the target manatee. Behavioral data were also recorded during field tracking, focusing on behavior relating to acclimatization or breeding. Satellite data were obtained through the ARGOS service and, when the radio tag could be recovered, data were downloaded directly from transmitters.

From 2004 to 2012, all released manatees received passive integrate transponder (PIT) tags (Wright *et al.*, 1998).

3.3.5 Data analyses

Data on sex, origin, rescue length, release length, release site, post-release rescues, time held in captivity, tracking technology, status and reproductive status were retrieved from the CMA/ICMBio archived data sets and published literature (Lima *et al.*, 2007; Lima, 2008).

To facilitate comparison, the criteria used to determine success or failure was similar to those used by the Florida Manatee Rescue, Rehabilitation and Release Programme (US Fish and Wildlife Service & US Geological Survey/Sirenia Project, unpublished data). If an individual manatee lives at least one year after release without intervention it is considered as a successful. If the manatee dies during the first year after release, it is considered as a failure. Manatees were excluded from the analysis if they had less than one year of release by July 2012. Due to problems with acclimatization or other issues some manatees were released more than once: in these cases we used the first release to calculate success. Missing manatees are considered success if the carcass was not recovered - there is a marine mammal stranding network across the region and systematic campaigns to encourage people to report stranding. Moreover, the rarity of manatees means that sightings and strandings are normally widely publicized.

To measure the effectiveness of the Project in terms of breeding, seven released manatees (4 males and 3 females) were monitored by radio tags over a longer time period (average of 2,700 days). Breeding success was assessed through

pregnancy diagnosis for females and breeding behavior observations for males. Breeding behavior was defined as seeing the male manatee in a typical embracing position with another individual. However, male manatees frequently engage in homosexual couplings (Dagg, 2008) and embracing behavior therefore does not necessarily signify male-female coupling.

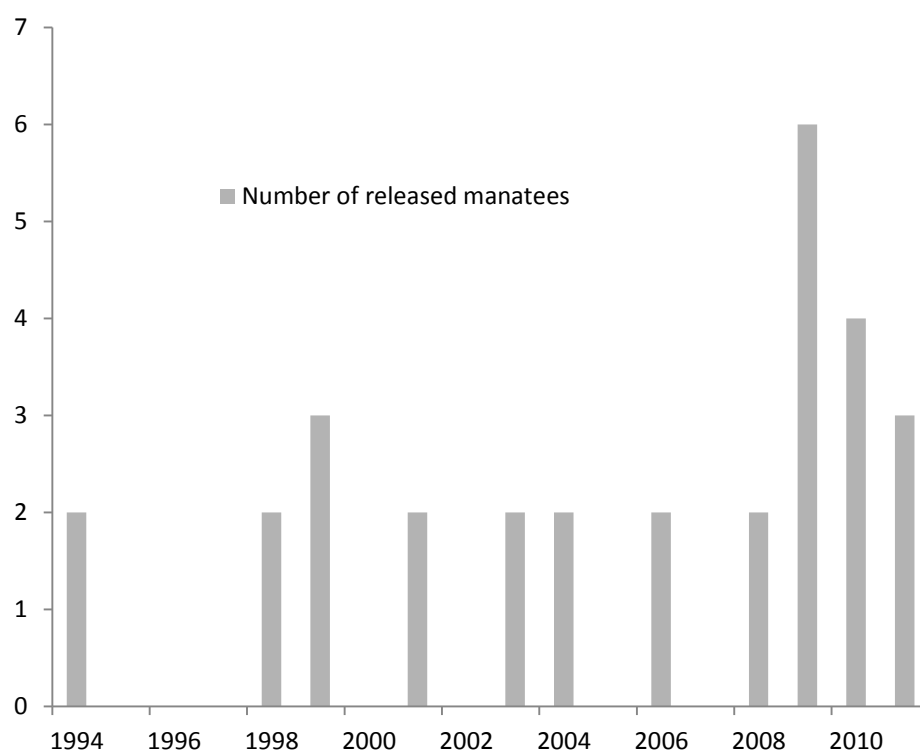
A step-wise binary logistic regression was then used to assess the factors likely to increase or decrease the probability of success (see above) for released manatees. Independent variables entering the model related to characteristics of the manatee (sex, time in captivity) and characteristics of the introduction (release site, release environment type – estuary or marine). The dependent variable, release success or failure, was determined in relation to the first introduction (if the manatee was rescued and introduced again later). Manatees from the Paripueira were not analyzed due to the low number of individuals (2) released at this site.

3.4 Results

Thirty Antillean Manatees were released in Brazil from December 1994 to August 2011. On average 1.67 manatees were released per year. An increase in the number of releases is noted since 2009 (Figure 6).

In total 76.7% (n=23) of the cases were considered a success and 23.33% (n=7) as a failure, meaning that the manatee died in the first year after released or was rescued and returned permanently to captivity (Appendix). Failures include manatees that needed to be rescued after the first release, but which were successful released a second time.

Figure 6 - Historical series of manatee's releases



Fonte: Normande, I.C.

A total of 28 releases (10 failures and 18 successes) were used for the binary logistic regression. The only independent variable retained in the binary logistic regression was time in captivity (odds ratio = 12.533, $p=0.02$), with less time in captivity being associated with a high probability of a successful release.

Porto de Pedras was the most frequently used release site ($n=20$), followed by Barra de Mamanguape ($n=8$) and Paripueira ($n=2$). When considering the effectiveness of the different release sites, Paripueira (100%, $n=2$) was most successful, followed by Porto de Pedras (80%, $n=16$) and Barra de Mamanguape (62.5%, $n=5$).

The average tracking period per individual was 972 days (SD= 1521). All the manatees declared as missing (n=5) were only tracked with VHF.

Only 16.67% (n=5) of the manatees died in the first year after release. PIT tags and individual markings were used to confirm the identity of the carcasses. In all cases a necropsy was made by experienced veterinary staff with the objective of defining the cause of death. Deaths were categorized as attributable to the adaptation process to the wild – constipation (60%, n=3) and anthropogenic causes - fisheries interactions (40%, n=2). However, 25.81% (n=8) of released manatees were rescued by health assessment teams. From these 8 manatees, 5 were released again and became adapted to the wild, and 3 were unable to adapt and were returned to captivity.

Released manatees had an average estimated age of 5.3 years (SD=2.3) at time of release. The youngest manatee was approximately 1.9 years and the oldest 16.8 years old.

Seven released manatees (4 males and 3 females) were monitored over a longer period (2700 days in average – SD=1702), with the objective to measure breeding success. One hundred percent of the long-term monitored males were sighted by tracking teams engaging in breeding behavior with wild or released manatees. For females, 66.7% of long-term monitored individuals had confirmed calves. In one case, the female named “Lua” had three calves, but only the last one survived for more than 15 days. At the time of writing this calf was still alive and apparently in good health. Another female named “Tuca” had one calf which is also currently in good body condition.

3.5 Discussion

The high costs, logistical difficulties and the shortage of habitats often make the reintroduction of captive mammals unfeasible (Kleiman, 1989). All of these barriers clearly exist for manatee releases in Brazil, but have been overcome by a combination of investment from the Federal Government and NGOs, reintroduction protocols that have been refined over an 18 year period, and through awareness-raising and the

engagement of local populations. Nevertheless, a clear lesson from the RRMP is that adequate resources are essential. Considerable infrastructure is needed for maintaining captive animals, technology for monitoring released individuals is essential to assess post-release success, and veterinary interventions may be necessary during any phase of the release.

The number of manatee releases increased from 1994 to 2011. This trend has been driven by two related factors: first, an increase in the numbers of rescued manatees in CMA/ICMBio facilities, and; second, the necessity to release a larger number of manatees in order to attain the programme goals. A higher number of releases was also supported by the Brazilian Action Plan for Sirenian Conservation (ICMBio, 2011).

Manatee releases on the northeast coast of Brazil have a relatively high success rate (77.7%). These results are more or less in line with the largest manatee release programme in Florida, where 66.7% (n=66) of releases were considered successful, 32.7% (n=35) as inconclusive, and only 5.6% (n=6) as failures (US Fish and Wildlife Service & US Geological Survey, unpublished data). Taken together, the success of the two release programmes (Brazil and Florida) indicates that manatees may be relatively easily rehabilitated and safely returned to the wild if correct protocols are followed and sufficient resources are made available.

Our three release sites varied somewhat in their success rate. For example, the Paripueira release site had only two releases, although both were considered successes. This may be related to the very intensive tracking and handling at the beginning of the Project – these were the first two manatees released by the RRMP (Lima, 2007) – although it is difficult to draw any conclusions based on such a small number of releases. The site at Porto de Pedras also had high success rate, although this was somewhat lower in Barra de Mamanguape. This latter site has a large estuary, making the field tracking and health assessments more difficult to perform.

Post-release monitoring is a very important tool to evaluate reintroductions (IUCN, 1998; Seddon *et al.*, 2007). The RRMP used two monitoring methods with different limitations. While VHF tracking has a smaller range and is strictly field-based, it frequently allows researchers to establish visual contact and collect behavioral data. The greater accuracy of satellite data, especially GPS tags, provides important information about habitat use and movements, allowing critical resources to be mapped and the identification of intensively used areas and movement corridors (Hart & Hyrenbach, 2009; Castelblanco-Martínez *et al.*, 2012). It also reduces manatee 'losses'.

Our attachment system and transmitters appear to be functioning very well compared to studies on other aquatic mega-vertebrates (Hart & Hyrenbach, 2009). By combining remote sensing and field tracking data we were able to accurately monitor adaptation to the wild and were better placed to decide when to perform a health assessment or a rescue. Our observations suggest that the most effective strategy is to use satellite tags for at least the first 3 months after release (when the risk of failure is high), and then change over to the low cost VHF transmitters.

The mortality analysis indicates that adaptation to a natural diet plays an important role in the release process. Fisheries interactions can also represent an important threat to captive raised manatees, and tracking teams should pay close attention to spatial use data. Our low mortality rate in comparison with other reintroduction projects (Green *et al.*, 2005; Teixeira *et al.*, 2007; Jule *et al.*, 2008; Hamilton *et al.*, 2010) may be a result of the close monitoring and high levels of individual care. A daily schedule of tracking recently release manatees using satellite and VHF telemetry techniques has been maintained throughout the 18 years of the programme. Moreover, systematic health assessments have been conducted, sometimes leading to the rescue of the distressed individuals.

The importance of the telemetry data is clearly illustrated by the unexpected finding that manatees in Brazil can travel large distances for feeding and reproduction. Lima (2008) reported successive long distance movements (approximately 150 km)

during summer of a female (“Lua”) between her home site in northern Alagoas and the north coast of Pernambuco. These trips were associated with Lua producing a calf, indicating that there may already be some gene flow between populations.

Data on reproduction is difficult to obtain due to the long life cycles of manatees. The Florida manatee reaches the sexual maturity between 2 to 5 years (Reep & Bonde, 2006). Assuming that released manatees had an average age of 5.3 years, the majority of them were sexually mature at the time of release. However, the first birth took place 9 years after release suggesting that a long-term field monitoring effort is necessary to collect meaningful data about reproductive success. However, continuous monitoring by telemetry may not be needed - once site fidelity is established, unique body markings frequently allow experienced observers to recognize individuals in the field.

Another major challenge was the shortage of pristine release sites. Virtually the entire coast of the northeast Brazil is inhabited, and the success of the RRMP was strongly dependent upon mobilizing local support. Public engagement was assured through two strategies: First, the development of a locally led ecotourism initiative for viewing manatees, which also represented a tool to manage the conflict between fishermen and conservationists. Captive raised manatees were known to approach and destroy gill nets of local fishermen leading to frequent requests for repayment. The ecotourism initiative created an alternative livelihood for fishermen while increasing public awareness. Second, periodic outreach campaigns were initiated to encourage coastal populations to report sightings or strandings. In 2000, the Northeastern Aquatic Mammals Stranding Network (REMANE) was formed, resulting in an increase in sightings and stranding reports for manatees.

3.5.1 Lessons learnt and future challenges

The main lessons learnt during the RRMP were: (1) close monitoring, health assessments and rescues can significantly increase the success of releases; (2) combining different monitoring techniques can improve data quality and reduce

tracking costs; (3) long-term studies (15 to 20 years) are needed to effectively evaluate results; (4) releasing animals at approximately 5 years of age increases reintroduction success; (5) soft-release facilitates the acclimatization process, and; (6) the programme is an effective means to raise public awareness, supporting education and fund raising efforts.

Continued investment is necessary to reach the long-term goal of augmenting gene flow between sub-populations and recolonizing the historic distribution (Luna *et al.* 2012). In the wider context, a national conservation policy for manatees would be beneficial along with broadening and diversifying the funding base. Finally, the number of releases needs to increase. Four to six releases per year are planned for the next ten years based on the number of calves rescued each year, and this figure may further increase if the Brazilian manatee population begins to recover.

REFERENCES

- Bennett, A.F. (2003) **Linkages in the landscape**: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. World Conservation Union, Cambridge. 254 p.
- Castelblanco-Martínez, D.N. et al. (2012) Movement patterns of Antillean manatees in Chetumal Bay (Mexico) and coastal Belize: a challenge for regional conservation. **Marine Mammal Science**, 29(2): 166-182.
- Dagg, A.I. (2008) Homosexual behavior and female-male mounting in mammals – a first survey. **Mammal Review**, 14: 155-185.
- Deutsch, C. J.; Bonde, R. K.; Reid, J. P. (1998) Radio-tracking manatees from land and space: tag design, implementation, and lessons learned from long-term study. **Marine Technology Society Journal**, 32(1): 18-29.
- Domning, D.P. (1981) Distribution and status of manatees ssp. in Brazil c. 1785-1973. **Biological Conservation**, 21: 85-97.
- Domning, D.P. (1982) Commercial exploitation of manatees ssp. in Brazil c. 1785-1973. **Biological Conservation**, 22: 101-126.
- Ewen, J.G. et al (Ed.) (2012) **Reintroduction biology**: integrating science and management, Wiley-Blackwell, Oxford. 528 p.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. (2000) An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, 96: 1-11.
- Frankham, R. (1995) Conservation genetics. **Annual Review of Genetics**, 29: 305-327.
- Green, A.J. et al. (2005) Survival of Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*) released back into the wild. **Biological Conservation**, 121: 595- 323.
- Griffith, B.; Scott, J.M.; Carpenter, J.W.; Reed, C. (1989) Translocation as a species conservation tool: status and strategy. **Science**, 245: 477-480.

Hamilton, L.P. et al. (2010). Factors associated with survival of reintroduced riparian brush rabbits in California. **Biological Conservation**, 143: 999-1007.

Hart, K.M.; Hyrenbach, K.D. (2009) Satellite telemetry of marine megavertebrates: the coming of age of an experimental science. **Endangered Species Research**, 10: 9-20.

Hedrick, P.W.; Kalinowski, S.T. (2000) Inbreeding depression in conservation biology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 31: 139-162.

ICMBio (2011) **Plano de ação nacional para a conservação dos sirênios: peixe-boi-da-amazônia *Trichechus inunguis* e peixe-boi-marinho *Trichechus manatus***. Luna, F.O.; de Andrade, M.C.M.; Reis, M.L. (Org.). Brasília. Editora ICMBio. 80 p.

IUCN (1998) **Guidelines for re-introduction**. Prepared by the IUCN/ SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge, UK, 10 p.

IUCN (2012) **The IUCN Red List of threatened species 2012.1**.
<http://www.iucnredlist.org/>[accessed 08/08/2012].

Jule, K.R.; Leaver, L.A.; Lea, S.E.G. (2008) The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: a review and analysis. **Biological Conservation**, 141: 355-363.

Kleiman, D.G. (1989) Reintroduction of captive mammals for conservation. **Bioscience**, 39: 152-161.

Lande, R. (1988) Genetics and demography in biological conservation. **Science**, 241: 1455-1460.

Lima, R. P. (1999) **Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*): distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral Nordeste do Brasil**. Editora IBAMA, Brasília. 76 p.

Lima, R.P. et al. (2005) Reproductive behavior in a captive-released manatee (*Trichechus manatus manatus*) along the northeastern coast of Brazil and the life history of her first calf born in the wild. **Aquatic Mammals**, 31(4), 420-426.

Lima, R.P.; Alvite, C.M.C.; Vergara-Parente, J.E. (2007). **Protocolo de reintrodução de peixes-bois marinhos no Brasil**. Editora IBAMA-MA & Instituto Chico Mendes, São Luís. 62 p.

Lima, R.P. (2008) **Distribuição espacial e temporal de peixes-bois (*Trichechus manatus*) reintroduzidos no litoral nordestino e avaliação da primeira década (1994/2004) do programa de reintrodução**. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Luna, F.O. (2001) **Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no litoral Norte do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 122 p.

Luna, F.O. et al. (2008) Captura e utilização do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral Norte do Brasil. **Biotemas**, 21(1): 115-123.

Luna, F.O.; Passavante, J.Z.O. (2010) **Projeto peixe-boi/ICMBio: 30 anos de conservação de uma espécie ameaçada**. Editora ICMBio, Brasília. **Xx p.**

Luna, F.O. et al. (2012) Phylogeographic implications for release of critically endangered manatee calves rescued in Northeast Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 22: 665-672.

McLachlan, J.S.; Hellmann, J.J.; Schwartz, M.W. (2007) A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. **Conservation Biology**, 21: 297-302.

Meirelles, A.C.O. (2008) Mortality of the Antillean manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Ceará State, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88(6): 1133-1137.

MMA (2010) **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. (Ed.) Machado, A. B. M; Drummond, G. M.; Paglia, A.P. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas 2v. 1420 p.

Parente, C.L.; Vergara-Parente, J.E.; Lima, R.P. (2004) Strandings of Antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3(1): 69-75.

Rathbun, G.B.; Reid, J.P.; Bourassa, J.B. (1987) **Design and construction of a tethered, floating radio-tag assembly for manatees**. National Technical Information Service, #PB87-161345/AS. Springfield, Virginia. 49 pp.

Reep, R.L.; Bonde, R.K. (2006) **The Florida Manatee: Biology and Conservation**. University Press of Florida, Florida. 189 p.

Reid, J.P.; Rathbun, G.B.; Wilcox, J.R. (1991) Distribution Patterns of Individually Identifiable West Indian manatees (*Trichechus manatus*) in Florida. **Marine Mammal Science**, 7(2):180-190.

Seddon, P.J.; Armstrong, D.P.; Maloney, R.F. (2007) Developing the Science of Reintroduction Biology. **Conservation Biology**, 21: 303-312.

Stacey, P.B.; Taper, M. (1992) Environmental variation and the persistence of small populations. **Ecological Applications**, 2: 18-29.

Sutherland, W.J. et al. (2009) One hundred questions of importance to the conservation of the global biological diversity. **Conservation Biology**, 3 (3): 557-567.

Teixeira, C.P. et al. (2007) Revisiting translocation and reintroduction programs: the importance of considering stress. **Animal Behaviour**, 73: 1-13.

Viana, J.A. et al. (2006) Phylogeography, phylogeny and hybridization in trichechidae sirenians: implications for manatee conservation. **Molecular Ecology**, 15: 433-447.

Wright, I. E.; Wright, S. D.; Sweat, J. M. (1998) Use of passive integrated transponder (PIT) tags to identify manatees (*Trichechus manatus latirostris*). **Marine Mammal Science**, 14(3): 641-645.

4. HOME RANGE, HABITAT USE AND MOVEMENT PATTERNS BY RELEASED ANTILLEAN MANATEES (*Trichechus manatus* LINNAEUS 1758) IN BRAZIL: IMPLICATIONS FOR CONSERVATION

4.1 Introduction

Habitat reduction, over-exploitation and environment change have dramatically reduced the distribution of several large mammal species worldwide (Ceballos *et al.*, 2005), restricting many species to small, isolated populations. Such populations face a greater risk of extinction due to the combined effects of endogamy, loss of genetic diversity, difficulties of finding mates and stochastic processes (Lande, 1988; Stacey & Taper, 1992; Frankham, 1995; Stephens & Sutherland, 1999; Hedrick & Kalinowski, 2000). Moreover, the increased value placed on rare animals may result in increased rates of exploitation as population sizes decrease (Courchamp *et al.*, 2006).

Many of the adverse effects of small, isolated populations can be reduced by facilitating movements of individuals between sub-populations through connecting habitat patches (Simberloff & Cox, 1987; Jongman & Pungetti, 2004) or through the physical translocation of individuals (Griffith *et al.*, 1989; Fischer & Lindenmayer, 2000; Seddon *et al.*, 2007; Ewen *et al.*, 2012). The latter strategy, although often incurring considerable economic costs, may be the only available option when sub-populations are widely separated or when the habitat matrix is incompatible with the construction of ecological corridors. In such situations, post-release monitoring of translocated individuals is essential to assure the success of these costly and high profile conservation interventions (Parker *et al.*, 2013).

Intensive post-release monitoring has been a defining characteristic of one of the most extensive translocation programs in Brazil, the reintroduction of the West Indian manatee (*Trichechus manatus*, LINNAEUS, 1758)(reviewed in Normande *et al.*, In Press). *T. manatus* are tropical aquatic mammals with coastal habits, occurring in bays, lagoons and estuaries from Florida in the United States to Alagoas State, Brazil (Albuquerque & Marcovaldi, 1982; Reeves *et al.*, 2002; Reep & Bonde, 2006).

Intensive hunting, habitat modification and a naturally low reproductive rate led to local extinction in many locations across the manatee's original range (Domning, 1981; Domning, 1982; Lima, 1999; Parente *et al.*, 2004; Meirelles, 2008; Luna *et al.*, 2009; ICMBio, 2011).

In Brazil, only 500 to 1,000 genetically impoverished manatees survive in severely disjunct populations, and the species is nationally listed as "critically endangered" (MMA, 2010). The northern subpopulation is distributed north of the Amazon River, within Amapá state and linked to sub-populations ranging until Venezuela. This subpopulation also has some connectivity with the northeast subpopulation made up of isolated groups from Maranhão state to as far south as Alagoas state (Luna, 2013). Perhaps unsurprisingly given their highly fragmented nature and history of exploitation, Brazilian manatees show clearly demarcated phylogeographic divisions and low haplotypic diversity (Luna *et al.*, 2012).

In 1994 the Brazilian Government started a manatee rescue, rehabilitation and release programme to: (1) connect isolated sub-populations; (2) minimize the endogamic depression and loss of diversity through genetic drift, and; (3) re-colonize parts of the historic distribution in Brazil (Lima *et al.*, 2007; Lima, 2008; Luna *et al.*, 2012; Normande *et al.*, In Press). Intensive post-release monitoring has been an essential part of this programme from its initiation, with extensive records of spatial movements of manatees from radio-tracking and satellite-tracking collected throughout (Normande *et al.*, In Press).

Tracking data can be used to assess individual habitat utilization, one of the key characteristics to evaluate post-release adaptation (IUCN, 1998; Seddon *et al.*, 2007). Habitat utilization is closely related to the concept of home range (HR), the area used by an individual during normal activities such foraging, mating, sheltering and rearing offspring (Burt, 1943). However, the precise definition of home range is probably less important than the knowledge and ecological significance of spatial patterns of intensity of use (Boitani & Fuller, 2000).

In a recent review (van Beest *et al.*, 2011), reproductive status was the most influential individual-level factor explaining variance in the home ranges of large browsing herbivores, but changes in quantity and quality of natural food resources also showed a strong correlation.

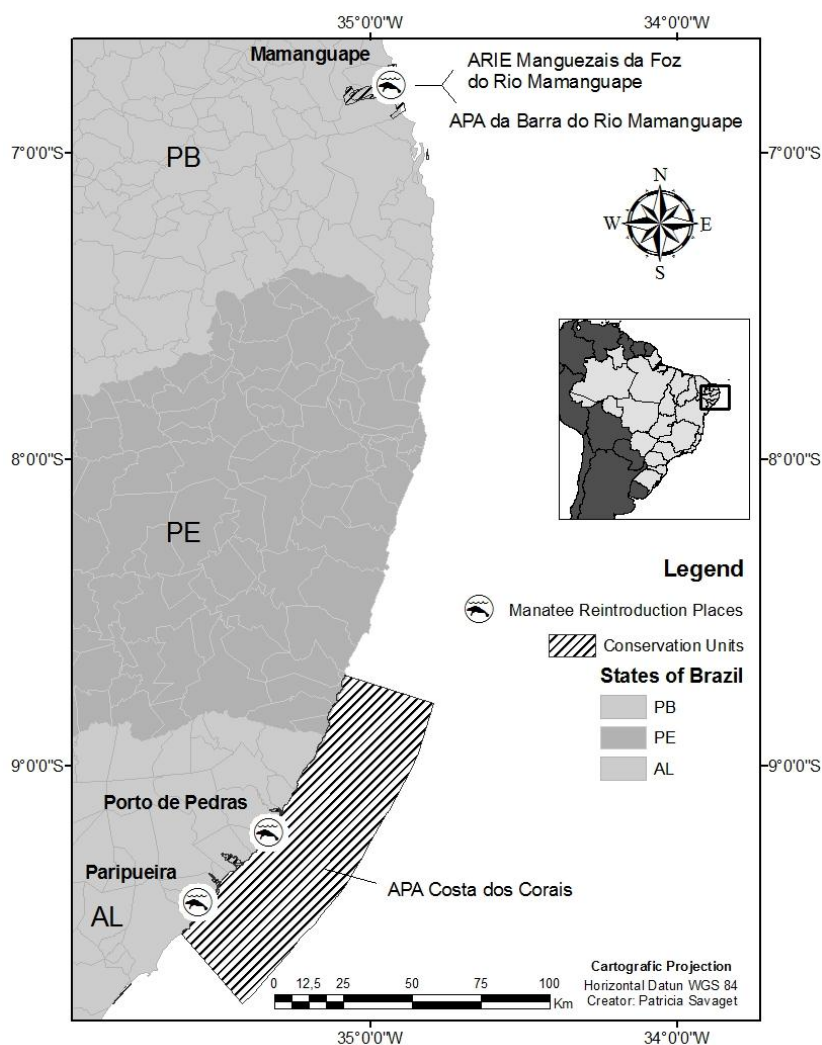
The objective of this paper is to use the extensive records of tracked manatees in northeast Brazil to assess the influence of gender, age and release site on home range, habitat use and movement patterns by the rehabilitated and released Antillean manatees. These data are essential to improve manatee release protocols and policies, and to better identify and manage critical habitat areas inside and outside of protected areas.

4.2 Methods

4.2.1 Study area

The research was conducted in two release sites on the northeast coast of Brazil used for the Manatee Project since 1998 (Figure 7). Both sites were chosen on the basis of the Brazilian Protocol for Antillean Manatee Reintroductions (Lima *et al.*, 2007).

Figure 7 - Manatee's release sites in the coast of north-east Brazil. Brazilian States as follow: PB – Paraíba; PE – Pernambuco and AL – Alagoas.



Fonte: Savaget, P.

The first release site is the Tatuamunha River, Porto de Pedras, Alagoas State, inside the Costa dos Corais Protected Area (APA Costa dos Corais). This MPA was created in 1997 to conserve the mangroves, coral reefs and the manatee population. At about 413,000 hectares, the APA Costa dos Corais is located between the States of Alagoas and Pernambuco. It is characterized by a series of inshore coral reefs that create sheltered conditions between the shore and reef, seagrass beds, and well

preserved estuaries (ICMBio, 2013). The site is located between two isolated manatee populations and the releases have the general aim of filling in the historic distribution and creating gene flow inside the northeast Brazilian sub-population (Luna *et al.*, 2012).

The second release site is located in the estuary of Mamanguape River, Rio Tinto, State of Paraíba. This is also designated as an Environmental Protection Area: the APA da Barra do rio Mamanguape was created in 1993 and covers 14,460 hectares. The MPA is formed by the Mamanguape, Mirri and Estiva Rivers, and contains a large area of mangroves and algal banks within which reside a wild population of manatees (Luna *et al.*, 2012).

4.4.2 Data collection

Satellite tagged rehabilitated manatees were released in the wild from November 2008 to June 2013. To be eligible for release, the manatee must fit the criteria including stranding region, minimum weight and size, natural food acceptance, time in captivity, and clinical and behaviour issues (Lima *et al.*, 2007). After rehabilitation in oceanaria, eligible individuals were translocated to enclosures inside estuaries where they were kept for 6 to 12 months. This procedure, known as soft-release, helps acclimatization to the environmental conditions such as tide variations, temperature, salinity, water turbidity, and can help the post-release adaptation (Normande *et al.*, In Press).

Before release, rehabilitated manatees were tagged with satellite devices (models ST-03, TMT-462 and TMT 464-2 – Telonics INC.). The attaching system consisted of a belt, a tether and a floating transmitter (c.f. Deutsch *et al.*, 1998). Three types of transmitters were used: PTT, GPS and VHF. This technology allowed the remote collection of geographic coordinates or enabled the tracking of the manatees in the field. The GPS devices were programed to collect coordinates every 30 minutes, following the Sirenia Project/USGS programming parameters. Community workers trained by the Manatee Project performed daily field tracking, during which they were

able to visually locate the manatees, validate the attachment of the tag and collect behavioural and environment data.

4.4.3 Data analyses

The satellite telemetry data was converted using Telonics Data Converter software. The files were filtered to exclude spurious data (locations >350m of error). Locations classes G and Q from GPS and 3 and 2 from PTT was used in the analyses – table 3. Additionally, a visual search plotting data on Google Earth was made to exclude outliers. After the filtering process, the data was imported to ArcGIS 9.3. The Home Range Tools (HRT) extension for ArcGIS was used to calculate the home range and movement patterns (Rodgers *et al.*, 2007).

Table 3 - Accuracy estimation for GPS and PTT location classes.

Location Class	Accuracy Estimation
G	≤ 3 m
Q	≤ 10 m
3	≤ 150 m
2	$150 \text{ m} \leq \text{accuracy} \leq 350 \text{ m}$
1	$350 \text{ m} \leq \text{accuracy} \leq 1000 \text{ m}$
0	≥ 1000 m
A	No accuracy estimation
B	No accuracy estimation

Fonte: CLS Argos System.

Home ranges were calculated through the fixed kernel method using 95% of the utilization distribution and 10m raster cell size. The smoothing factor (H) was defined

after plotting several curves and choosing the estimate most in accordance with prior estimates of the density (Kie *et al.*, 2010). The number and size of the Centres of Activity (COAs) were calculated using 50% of the utilization distribution (Seaman & Powell, 1996; Powell, 2000; Castelblanco-Martínez *et al.*, 2012). Three variables were calculated to define the movement patterns: (1) Daily Travel Rate; (2) Maximum Linear Distance, and; (3) Maximum Distance from the Coast.

Environmental conditions of the COAs were obtained through the exportation of polygons to Google Earth and associated field validation. A matrix of presence or absence for natural resources such as food, fresh water and shelter was created. The presence of the acclimatization enclosure within the COA was recorded in order to identify any impact of the soft-release method.

Areas were defined as belonging to ecosystems: estuarine; marine or transitional (when both estuarine and marine are found inside the COA). The presence or absence of coral or sand reefs was also recorded.

The influences of gender, release site and tracking technology on home range size, were tested independently by t tests. A correlation coefficient was calculated to evaluate the impact of tracking time, age and Daily Travel Rate on home range size. All statistics were performed in SPSS v17.

4.5 Results

Twenty-one Antillean manatees (13 males and 8 females) were tracked from November, 2008 to June 2013. Fifteen individuals were released in the site AL and six in the site PB. The tracking time varied from 13.96 to 239.30 days/animal (mean = 107.48 ± 73), totalling 2,257.04 tracking days (Table 4). The time for each tag deployment varied from 1.15 to 239.30 days (mean = 19.51 ± 65) and tag deployments per animal varied from 1 to 9 (mean = 2 ± 2). Tracking technology ($t=1.104$, $DF=18$, $p=0.284$) did not significantly influence home range size and tracking time showed no correlation to HR ($r = 0.233$; $n = 21$; $p = 0.31$).

Table 4 - Released manatee's summary data. ID = Identification code; COA: Center of Activity.

ID	Name	Gender	Site	Age	Kernel 50%	Kernel 95%	COA	Tracking days	Release status	Tracking Technology
01-F	Aira	F	AL	6.17	0.61	5.53	1	174.72	Success	PTT
02-M	Arani	M	AL	6.06	0.95	6.69	1	139.11	Success	PTT
03-F	Ariel	F	AL	3.2	1.31	6.42	4	21.41	Success	PTT
04-M	Arthur	M	PB	6.5	3.36	24.08	6	93.65	Failure	PTT
05-F	Luna	F	AL	3.2	1.5	13.87	4	216.19	Success	PTT
06-F	Mel	F	PB	4.94	0.7	6.41	1	127.30	Success	PTT
07-M	Potiguar	M	AL	6.23	1.15	8.06	1	112.79	Success	PTT
08-M	Puã	M	PB	5.43	1.89	22.19	1	115.48	Success	PTT
09-M	Tamunha	M	AL	2.71	2.79	17.62	3	100.57	Success	PTT
10-M	Tico	M	PB	8.43	1.29	28.63	3	139.96	Success	PTT
11-M	Chiquinho	M	AL	3.23	0.73	4.95	2	14.17	Failure	GPS
12-M	Guga	M	AL	3.71	0.47	6.07	1	13.96	Success	GPS
13-F	Zelinha	F	PB	5.91	0.99	6.65	2	219.56	Success	PTT/GPS
14-F	Telinha	F	AL	4.41	0.24	4.24	1	100.29	Failure	GPS

ID	Name	Gender	Site	Age	Kernel 50%	Kernel 95%	COA	Tracking days	Release status	Tracking Technology
15-M	Tupã	M	AL	7.2	0.31	6.97	1	131.72	Success	GPS
16-F	Tita	F	PB	7.42	1.1	6.02	5	239.30	Success	GPS
17-F	Tuca	F	AL	11.23	2.96	19.96	4	70.46	Success	GPS
18-M	Fontinho	M	AL	4.12	2.96	30.96	5	179.97	Success	GPS
19-M	Sereno	M	AL	9.16	0.53	5.46	1	15.00	Success	GPS
20-M	Atol	M	AL	11.49	1.15	4.91	2	12.93	Success	GPS
21-M	Tinga	M	AL	11.17	1.49	7.01	5	18.50	Success	GPS

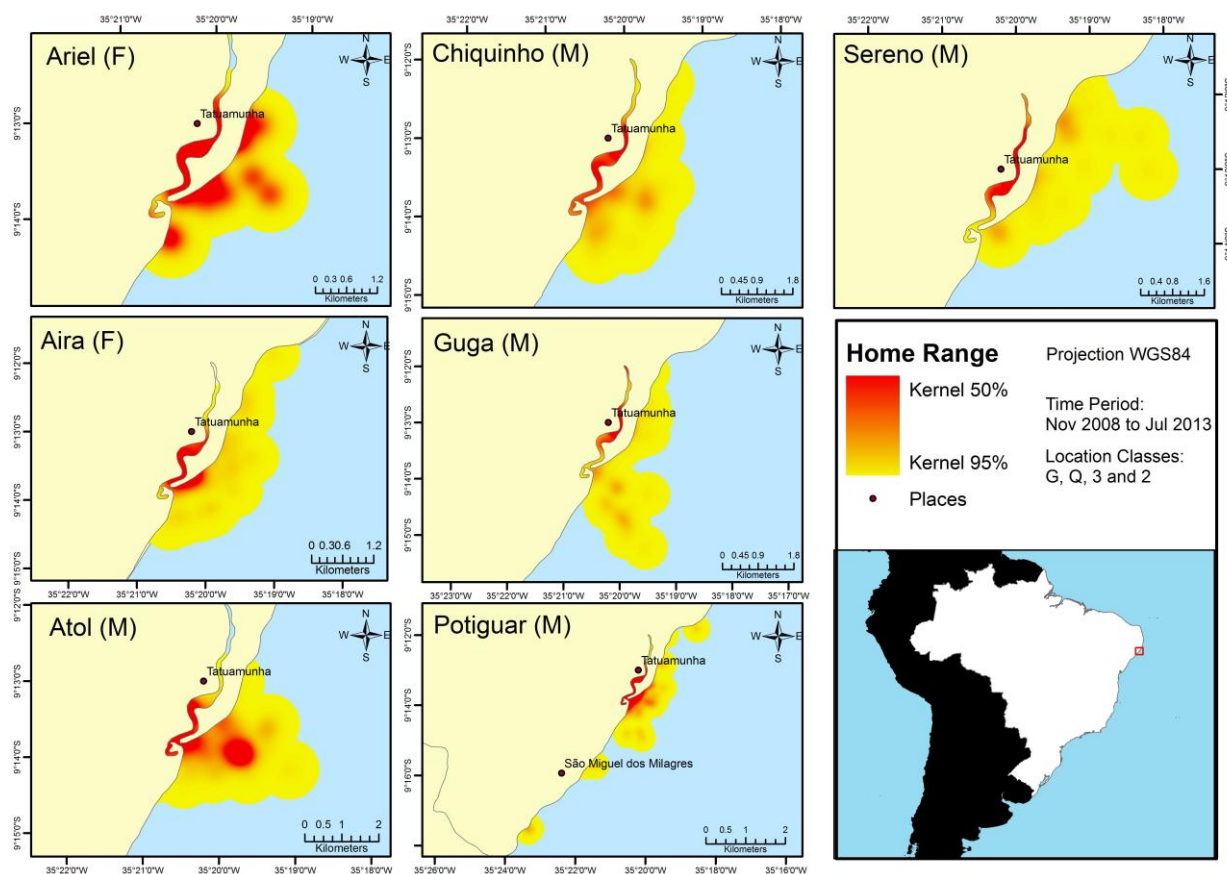
Table 4 – cont.

Fonte: Normande, I.C.

A total of 67,433 location points were collected, 46,585 of which were used in the analyses according to the predefined accuracy criteria. Nevertheless, the efficacy of the system was 69.08%.

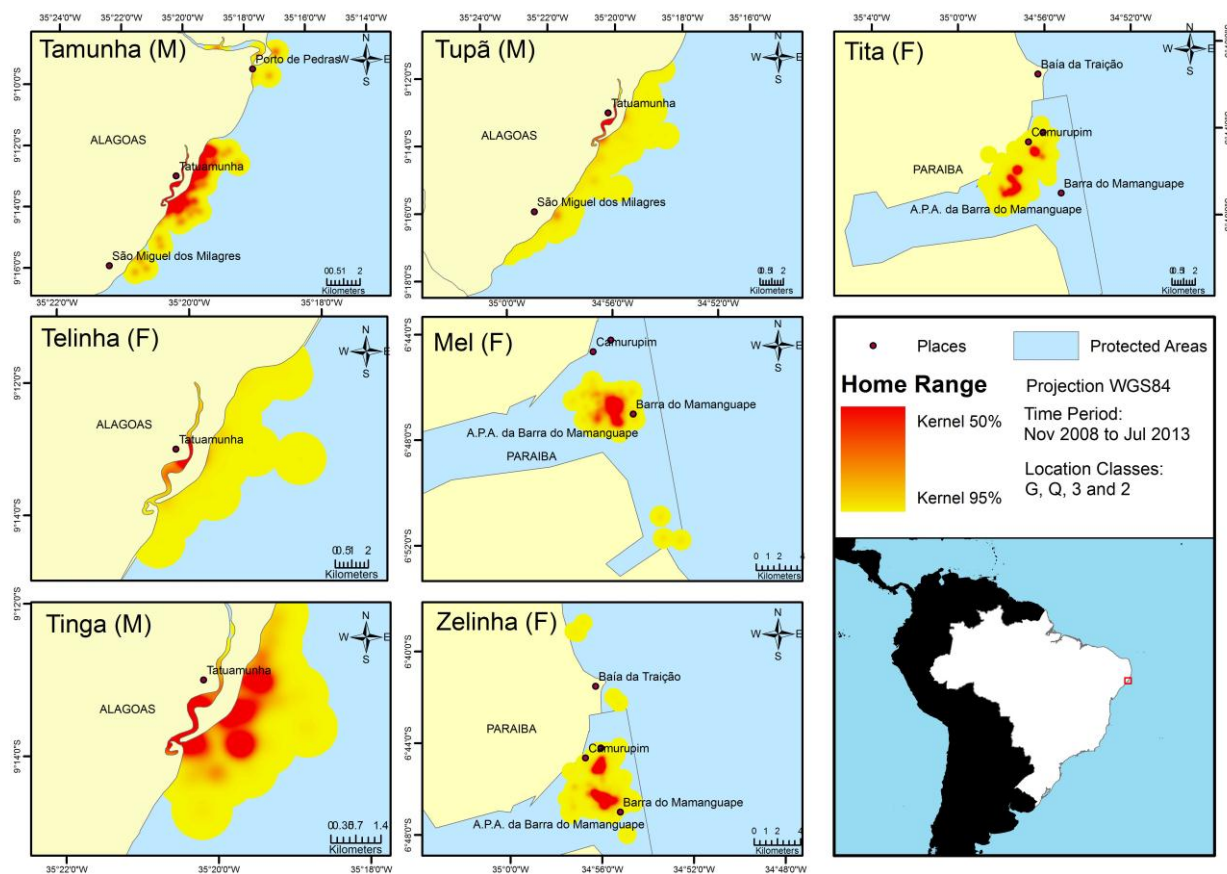
The Kernel 95% home range size varied from 4.24 to 30.96 km² (mean = 11.56 ± 8.60). One to six COAs per individual were obtained (mean = 2 ± 2). The COAs sizes varied from 0.24 to 3.36 km² (mean 1.36 ± 0.96) – see figures 8 to 11. Home range did not vary by sex ($t = -1.413$; $df = 18.875$; $p = 0.174$), age on release ($r=0.2$, $n=21$, $p=0.93$) or release site ($t = -1.418$; $df = 19$ $p = 0.173$).

Figure 8 - Home range and centres of activity of released manatees in Alagoas site.
Gender represented as (M) for males and (F) females.



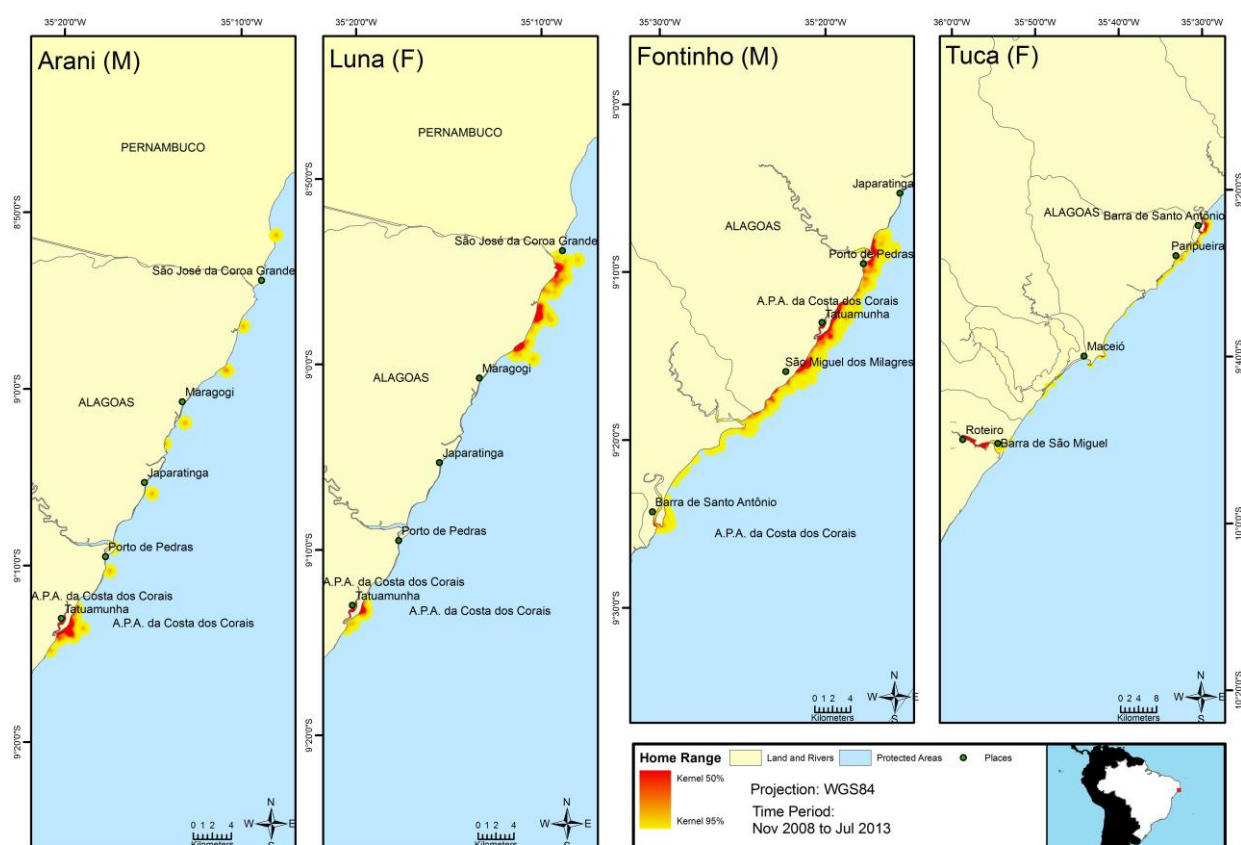
Fonte: Normande, I.C.

Figure 9 - Home range and centres of activity of released manatees in Alagoas and Paraíba sites – the small home range suggest a sedentary behaviour. Gender represented as (M) for males and (F) females.



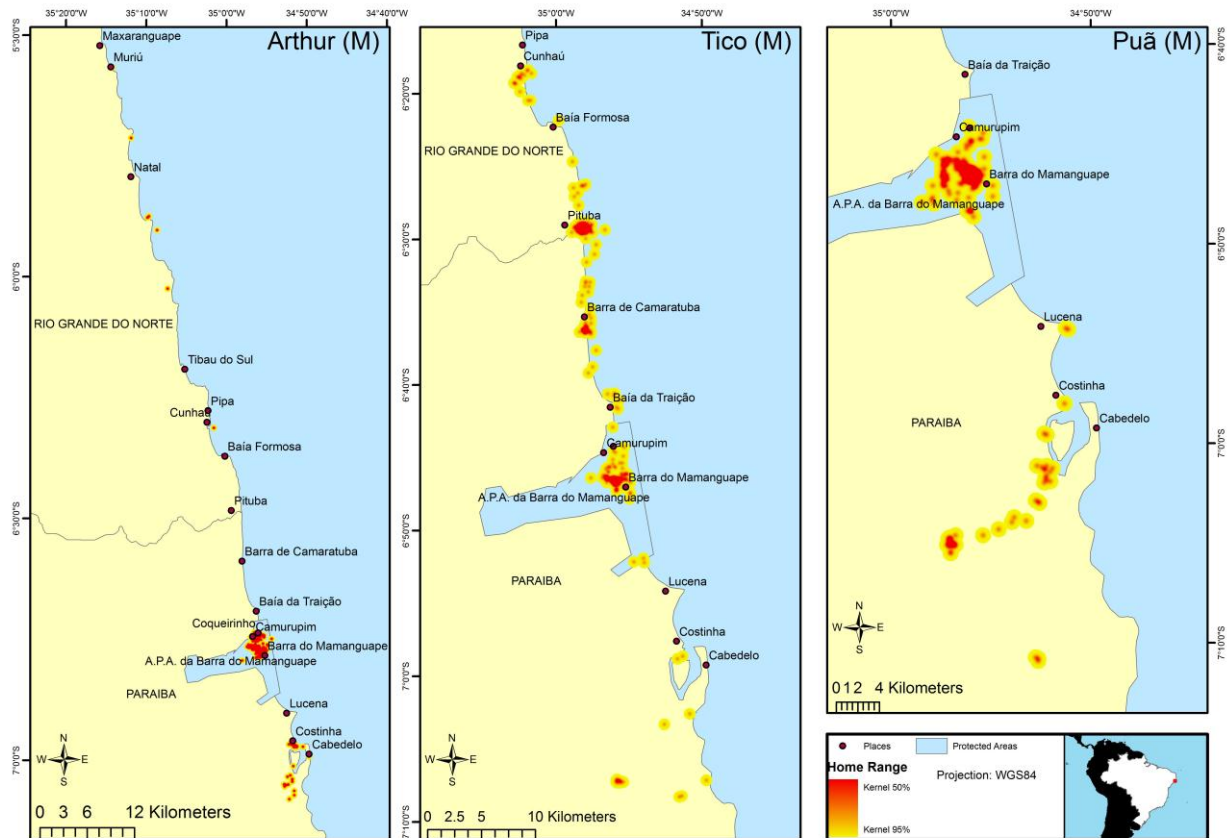
Fonte: Normande, I.C.

Figure 10 - Home range and centres of activity of released long-distance travellers manatees released in Alagoas site. Gender represented as (M) for males and (F) females.



Fonte: Normande, I.C.

Figure 11 - Home range and centres of activity of released long-distance travellers manatees released in Paraíba site. Gender represented as (M) for males.



Fonte: Normande, I.C.

Daily Travel Rate (DTR) varied from 1.7 to 7.29 km (mean 4.18 ± 1.53) and was significantly ($r = 0.609$; $n=21$; $p = 0.003$) correlated with home range size. Maximum Linear Distance (MLD) varied from 2.38 to 172.18 km (mean 31.04 ± 41.9) and Maximum Distance from Coast (MDC) varied from 0.97 to 3.31 km (mean 1.93 ± 0.71) (Table 5).

Table 5 - Movement patterns of released manatees. ID: Identification code; MLD: Maximum Linear Distance; MDC: Maximum Distance from Coast and DTR: Daily Travel Rate.

ID	MLD (km)	MDC (km)	DTR (km/day)
01-F	5.78	0.98	1.70
02-M	39.27	1.64	2.89
03-F	7.93	0.97	2.27
04-M	172.18	3.31	5.85
05-F	43.17	2.02	4.09
06-F	12.66	1.23	2.61
07-M	13.76	1.43	2.98
08-M	49.68	1.23	4.48
09-M	8.56	2.11	4.99
10-M	93.93	2.63	6.70
11-M	4.42	1.06	4.68
12-M	6.41	2.71	4.45
13-F	11.06	2.7	2.83
14-F	6.01	2.29	2.37
15-M	13	2.53	3.62
16-F	7.9	1.39	4.11
17-F	74.54	1.34	7.29
18-M	41.3	2.56	4.98
19-M	4.18	2.58	3.47
20-M	2.38	2	6.03
21-M	5.03	1.83	5.42

Fonte: Normande, I.C.

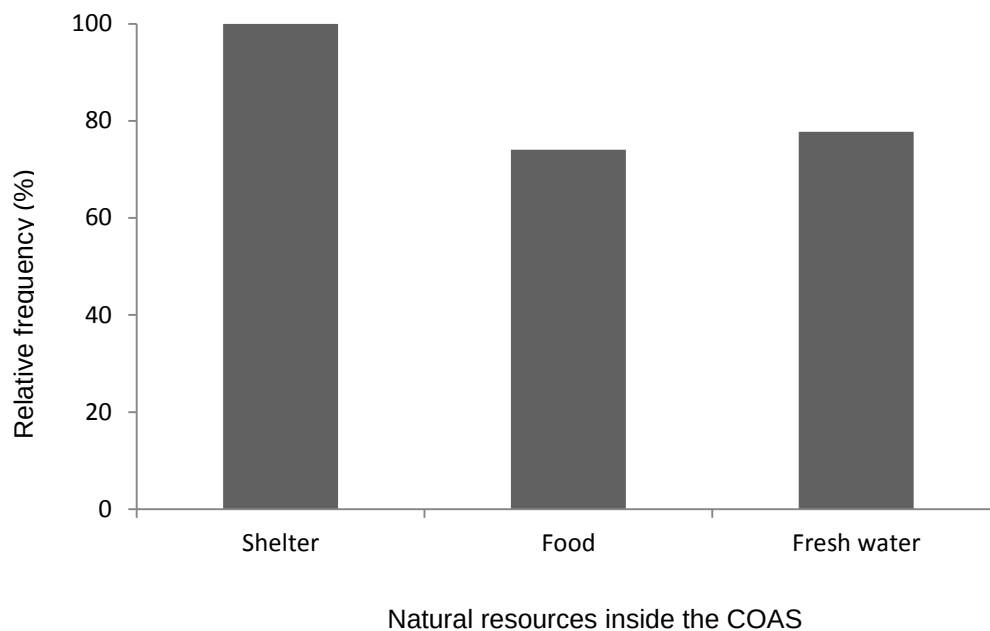
All 54 COAs were considered as sheltered areas due to the presence of coral and sand reefs or because they were located in estuaries or rivers (Figure 12). In the presence or absence matrix, 77.78% of the COAs contained sources of fresh water and 74.07% contained feeding areas – excluding mangrove leaves which have a low rate of acceptance (Figure 13).

Figure 12 - Google earth images were used to define the relative frequency of natural resources and the ecosystem's characterization. The red arrows indicate the presence of sheltered areas as rivers and underwater food items.



Fonte: Google Earth.

Figure 13 - Relative frequency of natural resources found inside Centers of Activity.

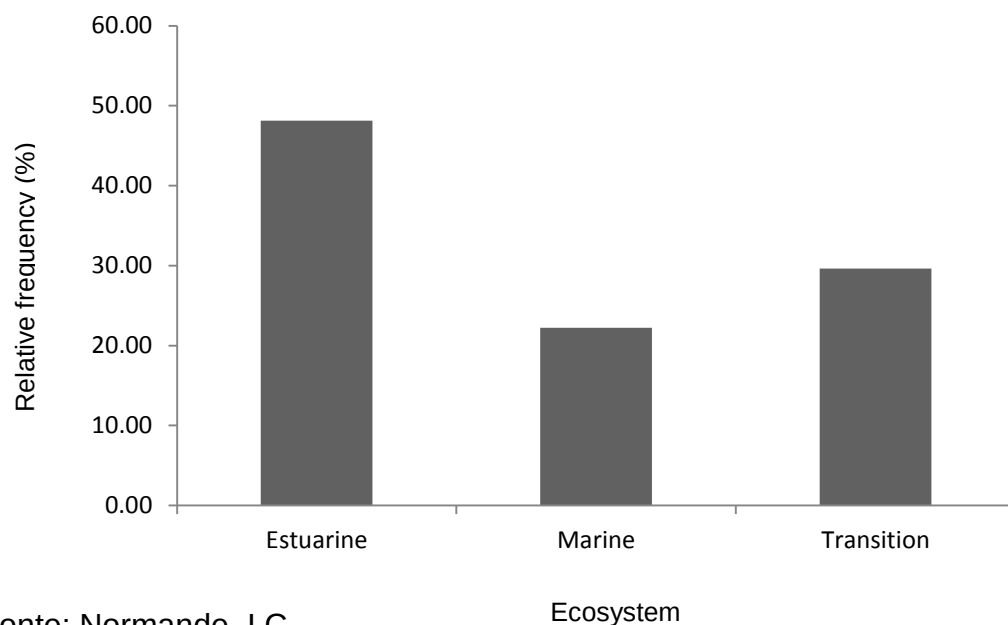


Fonte: Normande, I.C.

The acclimatization enclosures were inside of 22.22% of the COAs. From 21 individuals, 12 intensely used the area around the enclosures. If we consider only the animals that were tracked just after the release ($n = 18$, excluding IDs 17-F; 20-M and 21-M), the enclosures were inside 66.66% of the COAs.

The estuarine ecosystem accounted for 48.15% of relative frequency of use within COAs, the transition between estuaries and marine accounted for 29.63%, and the marine ecosystem accounted for 22.22% (Figure 14). Sand or coral reefs were present in 12.96% of COAs.

Figure 14. Ecosystem characterization inside the Centers of Activity.



Fonte: Normande, I.C.

4.6 Discussion

Home range and habitat use studies with large mammals using GPS telemetry are usually based on a small number of tagged individuals, mainly due to high costs, naturally low densities and methodological difficulties of capturing and tagging (Cagnacci *et al.*, 2010). Nevertheless, such studies can generate valuable fine-scale spatial-temporal data about a range of phenomena including migration, basic ecology, and impacts of climate change, leading to practical conservation benefits (Hebblewhite & Haydon, 2010).

When capture and tagging of wild born animals are logistically complex, the study of movement patterns and habitat use of rehabilitated and released individuals can be effective means to generate data and facilitate conservation efforts. Moreover, for some species the movement patterns of captive bred or rehabilitated individuals provide a reasonable approximation of the behaviour of wild individuals. This is potentially the case for manatees, as a recent study in Florida found no significant

variation in movement patterns and habitat use between wild born and released manatees (Flamm *et al.*, 2005).

In the present study, no correlation was found between tracking time and home range size, suggesting that the sample size did not significantly influence the results and indicating that it is valid to compare individuals with different tracking. The difficulties of standardizing sample size were related to variations in the adaptation process of each individual to the wild and the variable effectiveness of the attachment method for the tracking devices. Similarly, tracking technology did not influence home range size. This result allows comparison between animals tracked using PTT only and GPS plus PTT tags.

The tracking system performed well when compared to other similar studies (Deutsch *et al.*, 2003; Castelblanco-Martínez *et al.*, 2012), resulting in a considerable high number of good quality locations. However, the deployment time was shorter than other studies (Sheppard *et al.*, 2006 – 15 to 551 days and Castelblanco-Martínez *et al.*, 2012 – 4 to 301 days), suggesting that it is necessary to make improvements in the device attachment system to increase the duration of each deployment and reduce the rate of retagging related to premature equipment losses.

4.6.1 Home range and movement patterns

Gender and age on release did not influence home range size. This has been observed in studies on sirenians in Australia, Mexico and Belize (Sheppard *et al.*, 2006; Castelblanco-Martínez *et al.*, 2012) and strongly suggests that with the exception of breeding and calf rearing, behaviour of manatees is generally sex-independent. Nevertheless, Flamm *et al.*, (2005) observed that although the general characteristics of the movement corridors were similar in both male and female manatees in Tampa Bay, Florida, males showed higher movement rates than females and females with calves. Moreover, females without calves typically used fewer routes, but these routes occupied a larger area. In other research conducted in Florida, adult male manatees had higher daily travel rates during the summer, but similar annual

area, migratory behaviour and site fidelity to females (Deutsch *et al.*, 2003). These differences between genders are explained as being a result of mate-searching excursions (Deutsch *et al.*, 2003), when up to 20 adult male manatees closely follow estrous females for a period of 1 to 4 weeks (Rathbun *et al.*, 1995). Thus, while a female manatee's life history is characterized by long periods of calf rearing, male manatees invest their reproductive effort searching for, following and mating with females (Deutsch *et al.*, 2003).

In a recent review (van Beest *et al.*, 2011), reproductive status was the most influential individual-level factor explaining variance in the home ranges of large browsing herbivores, but changes in quantity and quality of natural food resources also showed a strong correlation. Our results indicate that in Brazilian manatees other variables may be promoting the differences in the home range size and utilization patterns. These individual variations are comparable with results obtained for Australian dugongs (Sheppard *et al.*, 2006) where some individuals showed sedentary behaviour while others engaged in long-distance travels. Similarly, Deutsch *et al.*, (2003) classified Florida manatees into four seasonal migration categories: short-, medium- and long-distance migrants and year-round residents.

This individual variation in sirenian migratory behaviour and site fidelity is not well understood. While some populations seems to be largely characterized by sedentary behaviour, becoming residents in bays, lagoons and estuaries, other populations contain individuals that regularly travel up to 210 km and then return to their fidelity sites (Morales-Vela *et al.*, 2000; Lefebvre *et al.*, 2001; Lima, 2008; Castelblanco-Martínez *et al.*, 2012).

In the released manatees in Brazil, individual variation may be related to differences in the process of adaptation to the wild. While some manatees begin long exploratory travels immediately after release and then become established in a specific site, other individuals concentrate their movements in the vicinity of the release enclosure. The larger MLDs were observed in manatees that had larger home ranges and larger DTR, indicating that some individuals move throughout the historical range,

possibly making contact with theoretically isolated populations and allowing gene flow. This information could be confirmed through the long-term tracking of one female named “Lua” (Lima *et al.*, 2005, Lima, 2008; Normande *et al.*, in press).

The individuals reported in this paper can be organized into two broad categories based on the size of their home range and observed rates of daily travel: (1) sedentary manatees, showing strong site fidelity, reduced home range size and low daily travel rates, and; (2) long-distance travellers, with larger home range sizes and higher rates of daily travel.

4.6.2 Habitat Use

Environmental factors such as water temperature, depth, hydrological cycle and proximity of fresh water sources can influence the sirenian distributions (Irvine, 1983; Reid *et al.*, 1991; Oliveira-Gómez & Mellink, 2005; Sheppard *et al.*, 2006; Castelblanco-Martínez *et al.*, 2009). In Florida, the seasonal fluctuations in water temperature play an important role in the distribution and habitat use of manatees (Whitehead, 1977; Irvine, 1983; Reid *et al.*, 1991). However, in tropical and sub-tropical areas such as northeast Brazil, water temperature should not be considered as a limiting factor (Deutsch *et al.*, 2003).

Despite more or less constant temperatures in the tropics, seasonal migrations have been observed in Antillean manatees in Mexico (Colmenero-Rolón & Hoz-Zavala, 1986), Honduras (Rathbun *et al.*, 1983) and Trinidad (Reynolds III & Odell, 1991). Reeves *et al.* (1988) also observed seasonal migrations in African manatees (*Trichechus senegalensis*) and Best (1983) observed the same behaviour in Amazonian manatees (*Trichechus inunguis*). In both cases, the populations inhabit fresh water systems far away from the coast formed by big hydrological basins and seasonal migration was associated with fluctuations in food availability and constrained by changes in habitat accessibility caused by seasonal fluctuations in water level (Deutsch *et al.*, 2003).

All COAs evaluated in this study were considered as sheltered areas because of the presence of reefs or rivers, showing the preference of the species for calm waters – as reported elsewhere in the literature (Reeves *et al.*, 1992; Reep & Bonde, 2006). These sheltered waters also contain the majority of the sea grass beds and algae and the available fresh water. In Mexico and Belize, a preference of manatees for habitats formed by lagoons and coastal rivers was also observed (Morales-Vela *et al.*, 2000). In Costa Rica, the highest probability of occurrence of manatees was in abundant aquatic vegetation sites, clear, calm waters and large rivers (Jiménez, 2005).

Food and fresh water availability and sheltered conditions also provide a possible explanation for the observed coastal behaviour. Specifically, sea grass beds in our study area occur only in shallow and coastal waters. The inshore behaviour of manatees is in contrast to dugongs in Australia, which are frequently sighted during aerial surveys more than 20 km from the coast (Marsh & Saalfeld, 1989). Only one manatee (ID 19-M) in our study was observed to enter deep oceanic waters. This particular animal spent 24 days beyond the continental shelf and returned to the coast approximately 650km from the release site. In this case the behaviour could be aberrant since the movements were erratic: Lima (2008) also reported two similar cases of erratic movement of released manatees.

More intensive use of estuaries than marine environments has two potential explanations: the increased concentration of freshwater sources and the presence of acclimatization enclosures in estuaries. In Alagoas, Pernambuco and Paraíba States, freshwater is mainly concentrated in the rivers. This is different from Ceará and Rio Grande do Norte States, where freshwater springs in the sea floor abundant. However, the sea grass beds and algae are spread through the entire study area, forcing the manatees to move from estuaries and into feeding sites, periodically returning to the rivers in search of freshwater.

Despite of the abundance of food on the shallow inshore reefs, which act as excellent substrates for algae fixation, many of these areas are only accessible during high tides. This limited availability may explain the relatively low frequency of observed

use of the reefs. The presence of sea grass beds in the study areas, though to be the main food item consumed by the manatees, may also cause this low frequency of use. This is in contrast to Rio Grande do Norte State, where Paludo and Langguth (2002) noted that manatee use of an area is associated with reefs that are densely colonized by algae.

The close proximity of the acclimatization enclosure in the first stages of release may also influence the amount of time a manatee spends in that area. Nevertheless, the soft release method can improve the rate of release success promoting the gradual adaptation to the natural habitat conditions and help the animal tracking through consecutive returns to the area. Conversely, if a released manatee spends too much time in the vicinity of the enclosure in the expectation of receiving food, this could compromise the individual's ability to find food in the wild and may even result in veterinary interventions.

4.6.3 Implications for conservation

The management strategy based on rescue, rehabilitation and release of West Indian manatees in Brazil has been very successful. There have been good survival and adaptation rates and colonization of historical range, in addition to reproduction and calf rearing by released animals (Luna *et al.*, 2012; Normande *et al.*, In Press). These are important steps to avoid the local extinction of the species in the southernmost point of their distribution.

Post release tracking of released manatees allows researchers and managers to monitor the results of the translocation program (IUCN, 1998; Seddon *et al.*, 2007). The information gained from such monitoring can also help in the planning of future releases, being especially useful to the identification of new release sites, post release tracking logistics and veterinary interventions and rescues.

Colonization of historical range, connection of isolated populations and the reinforcement of small populations are all important to reduce the combined effects of inbreeding depression, genetic diversity loss and environment and demographic

stochasticity (Lande, 1988; Stacey & Taper, 1992; Frankham, 1995; Hedrick & Kalinowski, 2000). In the Brazilian programme, the reconnection and reinforcement of subpopulations located between the States of Alagoas, Pernambuco and Paraíba may be the most significant contribution to the genetic pool of the AL-CE Management Unit (Luna *et al.*, 2012). Since the initiation of the releases, 34 manatees have been returned to the wild in a total population of between 500 and 1000 individuals (Lima, 1999; Luna, 2013).

The identification of habitat use patterns by released manatees and the mapping of intensely used areas and movement corridors is also an important output of the program. The increase of knowledge in this area can support several aspects of manatee conservation, especially by providing robust results for Marine Protected Areas managers to improve habitat protection and threat reduction. The implementation of measures to protect movement corridors is also important. In this context, free movement between high use areas is a priority and will require federally mandated measures to ensure adequate implementation.

Widespread coastal development in Brazil has generated serious problems for marine biodiversity. Human impacts on coastal and marine ecosystems range from habitat loss, mangrove deforestation, chemical and biological pollution and increase of fishing and boat traffic (ICMBio, 2011). As the manatees have coastal habits, there is considerable scope for an increase in conflict and interventions are needed to reduce the human impacts on their population.

Since the beginning of the Manatee Project in the early 1980s, three dedicated marine protected areas (MPAs) - designated as Environmental Protected Areas under Brazilian legislation - have been created to protect their habitat and populations: Delta do Parnaíba, Barra do Rio Mamanguape and Costa dos Corais. These MPAs are zoned, allowing limited use in some areas and potentially restricting activities within sites that are heavily used by manatees. For example, using the data generated by the post release monitoring of the manatees in AL site, in 2013 the managers of the

APACC created the Manatee Conservation Zone, regulating the boat traffic and fishing activities inside a high use area (ICMBio, 2013).

A better understanding of manatee habitat use and behaviour can also help inform ecotourism and educational programs. The insertion of local traditional communities in the conservation process through the low impact and responsible manatee watching tourism has been successfully used to generate wider participation and public support for the release program (Normande *et al.*, In Press). However, we believe more studies are needed to better understand the factors that regulate the habitat use by manatees in northeast Brazil. Specially, studies addressing the seasonal fluctuations on the home range and the habitat use by wild, free ranging manatees.

4.7 Conclusions

Based on our results, we can conclude: (1) gender, age on release and release site does not influence manatee home range size, although this result may have been effected by the small sample size; (2) released manatees showed individual variation in the movement patterns, and can be classified into two broad categories: sedentary individuals and long-distance travellers; (3) the COAs were most associated with sheltered conditions, followed by the presence of freshwater and food; (4) the estuarine environment was used most intensely, followed by transitional habitats and, finally, the marine environment, and; (5) regional regulation policies should be implemented in high use and movement corridors sites in order to protect the most important linking habitats.

REFERENCES

- Albuquerque, C.; Marcovaldi, G.M. (1982) Ocorrência e distribuição do peixe-boi marinho no litoral brasileiro (SIRENIA, Trichechidae, *Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758). In: Simpósio Internacional sobre a utilização de Ecossistemas Costeiros: Planejamento, Poluição e Produtividade 1, Rio Grande: **Resumos**. 27 p.
- Best, R.C. (1983) Apparent dry-season fasting in Amazonian manatees (Mammalia: Sirenia). **Biotropica**, 15: 61-64.
- Boitani, L.; Fuller, T.K. (2000) Research techniques in animal ecology: controversies and consequences, Columbia University Press. 422 p.
- Burt, W.H. (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, 24, 346-352.
- Cagnacci, F. et al. (2010) Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 365: 2157-2162.
- Castelblanco-Martínez, D. N. et al. (2009). Seasonality of habitat use, mortality and reproduction of the vulnerable Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* in the Orinoco River, Colombia: implications for conservation. **Oryx**, 43(2): 235-242.
- Castelblanco-Martínez, D.N. et al. (2012) Movement patterns of Antillean manatees in Chetumal Bay (Mexico) and coastal Belize: a challenge for regional conservation. **Marine Mammal Science**, 29(2): 166-182.
- Ceballos, G. et al. (2005) Global mammal conservation: what must we manage? **Science**, 309, 603-607.
- Colmenero-Rolón, L.; Hoz-Zavala, M. (1986) Distribución de los manatíes, situación y su conservación en México. **Anales del Instituto de Biología: Serie Zoología**, 56: 955-1020.

Courchamp, F. et al. (2006) Rarity value and species extinction: the anthropogenic allele effect. **PLoS biology**, 4: e415.

Deutsch, C. J.; Bonde, R. K.; Reid, J. P. (1998) Radio-tracking manatees from land and space: tag design, implementation, and lessons learned from long-term study. **Marine Technology Society Journal**, 32(1): 18-29.

Deutsch, C.J. et al. (2003) Seasonal movements, migratory behavior, and site fidelity of West Indian manatees along the Atlantic coast of the United States. **Wildlife Monographs**, 151: 1-77.

Domning, D.P. (1981) Distribution and status of manatees ssp. in Brazil c. 1785-1973. **Biological Conservation**, 21: 85-97.

Domning, D.P. (1982) Commercial exploitation of manatees ssp. in Brazil c. 1785-1973. **Biological Conservation**, 22: 101-126.

Ewen, J.G. et al (Ed.) (2012) **Reintroduction biology**: integrating science and management, Wiley-Blackwell, Oxford. 528 p.

Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. (2000) An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, 96: 1-11.

Flamm, R.O. et al. (2005) Estimation of manatee (*Trichechus manatus latirostris*) places and movement corridors using telemetry data. **Ecological Applications**, 15(4):1415-1426.

Frankham, R. (1995) Conservation genetics. **Annual Review of Genetics**, 29: 305-327.

Griffith, B. et al. (1989) Translocation as a species conservation tool: status and strategy. **Science**, 245: 477-480.

Hebblewhite, M.; Haydon, D.T. (2010) Distinguishing technology from biology: a critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 365: 2303-2312.

Hedrick, P.W.; Kalinowski, S.T. (2000) Inbreeding depression in conservation biology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 31: 139-162.

ICMBio (2011) **Plano de ação nacional para a conservação dos sirênios: peixe-boi-da-amazônia *Trichechus inunguis* e peixe-boi-marinho *Trichechus manatus***. Luna, F.O.; de Andrade, M.C.M.; Reis, M.L. (Org.). Brasília. Editora ICMBio. 80 p.

ICMBio (2013) **Plano de Manejo da APA Costa dos Corais**. Editora ICMBio, Brasília. 73 p.

Irvine, A.B. (1983) Manatee metabolism and its influence on distribution in Florida. **Biological Conservation**, 25: 315-334.

IUCN (1998) **Guidelines for re-introduction**. Prepared by the IUCN/ SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge, UK, 10 p.

Jacob, A.A.; Rudran, R. (2006) Radiotelemetria em estudos populacionais. In: Cullen Jr., Valadares-Pádua, C.; Rudran, R. (Eds). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre**. Editora da Universidade Federal do Paraná - Curitiba. 652 p.

Jimenez, I. (2005) Development of predictive models to explain the distribution of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in tropical watercourses. **Biological Conservation**, 125: 491-503.

Jongman, R.H.; Pungetti, G. (2004) Ecological networks and greenways: concept, design, implementation, Cambridge University Press, Cambridge. 345 p.

Kie, J.G.et al. (2010) The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? **Phil. Trans. R. Soc.**, 365: 2221-2231.

Lande, R. (1988) Genetics and demography in biological conservation. **Science**, 241: 1455-1460.

Lefebvre, L.W. et al. (2001) Status and biogeography of the West Indian manatees. In: Woods, C.A.; Sergile, F.E. (Eds). **Biogeography of the West Indies: new patterns and perspectives**. CRC Press, Boca Raton. 608 p.

Lima, R. P. (1999) **Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*):** distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral Nordeste do Brasil. Editora IBAMA, Brasília. 76 p.

Lima, R.P.; Alvite, C.M.C.; Vergara-Parente, J.E. (2007). **Protocolo de reintrodução de peixes-bois marinhos no Brasil.** Editora IBAMA-MA & Instituto Chico Mendes, São Luís. 62 p.

Lima, R.P. (2008) **Distribuição espacial e temporal de peixes-bois (*Trichechus manatus*) reintroduzidos no litoral nordestino e avaliação da primeira década (1994/2004) do programa de reintrodução.** Tese (Doutorado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Luna, F.O. et al. (2009) Status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, 10 (2): 145-153.

Luna, F.O. (2013) **Population genetics and conservation strategies for the West Indian manatee (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) in Brazil.** Tese (Doutorado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 236 p.

Luna, F.O. et al. (2012) Phylogeographic implications for release of critically endangered manatee calves rescued in Northeast Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 22: 665-672.

MMA (2010) **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção.** (Ed.) Machado, A. B. M; Drummond, G. M.; Paglia, A.P. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas 2v. 1420 p.

Marsh, H.; Saalfeld, W. (1989) Distribution and Abundance of Dugongs in the Northern Great Barrier-Reef Marine Park. **Wildlife Research**, 16: 429-440.

Meirelles, A.C.O. (2008) Mortality of the Antillean manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Ceará State, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88(6): 1133-1137.

Morales-Vela, B. et al. (2000) Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico. **Biological Conservation**, 95: 67-75.

Normande, I.C. et al. (In Press) Eighteen Years of Manatee translocations in Brazil: Lessons Learnt and Implications for Conservation. **Oryx**.

Oliveira-Gómez, L.D.; Mellink, E. (2005) Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahía de Chetumal, México. **Biological Conservation**, 121: 127-133.

Paludo, D.; Langguth, A. (2002) Use of space and temporal distribution of *Trichechus manatus manatus* Linnaeus in the region of Sagi, Rio Grande do Norte State, Brazil (Sirenia, Trichechidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 19: 205-215.

Parente, C.L.; Vergara-Parente, J.E.; Lima, R.P. (2004) Strandings of Antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3(1): 69-75.

Parker, K.A., G.; E.J., Seddon, P.J.; Armstrong, D.P. (2013) Post-release monitoring of bird translocations: why is it important and how do we do it? **Notornis**, 60, 85-92.

Powell, R.A. (2000) Animal home ranges and territories and home range estimators. In **Research technologies in animal ecology – controversies and consequences**. L. Boitani; T.K. Fuller (Eds). New York, NY: Columbia University Press. 65-110 p.

Rathbun, G.B.; Powell, J.A.; Cruz, G. (1983) Status of the West Indian manatee in Honduras. **Biological conservation**, 26: 301-308.

Rathbun, G.B. et al. (1995) Reproduction in free-ranging Florida manatees. Population biology of the Florida manatee. **US Department of the Interior, National Biological Service, Information and Technology Report**, 1: 135-156.

Reep, R.L.; Bonde, R.K. (2006) **The Florida Manatee: Biology and Conservation**. University Press of Florida, Florida. 189 p.

Reeves, R.; Stewart, B.; Leatherwood, S. (1992) **West Indian (Caribbean, Florida) manatee, *Trichechus manatus***. Sierra Club Books, San Francisco. 96 p.

Reeves, R.R.; Tuboku-Metzger, D.; Kapindi, R.A. (1988) Distribution and exploitation of manatees in Sierra Leone. **Oryx**, 22: 75-84.

Reeves, R. R. et al. (2002) **National Audubon Society guide to Marine Mammals of the World**. New York: National Audubon Society. 527 p.

Reid, J.P.; O'Shea, T.J. (1989) Three years operational use of satellite telemetry on Florida manatees tag improvements based on challenges from field. In **Proceedings of the 1989 North American Argos Users Conference**. Service Argos, Inc., Landover. 217-232 p.

Reid, J.P.; Rathbun, G.B.; Wilcox, J.R. (1991) Distribution Patterns of Individually Identifiable West Indian Manatees (*Trichechus manatus*) in Florida. **Marine Mammal Science**, 7, 180-190.

Reynolds III, J.E.; Odell, D.K. (1991) **Manatees and dugongs**. Facts on File Inc., New York. 192 p.

Rodgers, A.R. et al. (2007) **HRT: Home Range Tools for ArcGIS**. Version 1.1. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.

Seaman, D.E.; Powell, R.A. (1996) An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, 77: 2075-2085.

Seddon, P.J.; Armstrong, D.P.; Maloney, R.F. (2007) Developing the science of reintroduction biology. **Conservation Biology**, 21: 303-312.

Sheppard, J.K. et al. (2006) Movement heterogeneity of dugongs, *Dugong dugon* (Müller), over large spatial scales. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 334: 64-83.

Simberloff, D.; Cox, J. (1987) Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology**, 1: 63-71.

Stacey, P.B.; Taper, M. (1992) Environmental variation and the persistence of small populations. **Ecological Applications**, 2: 18-29.

Stephens, P.A.; Sutherland, W.J. (1999) Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, 14: 401-405.

van Beest, F.M. et al. (2011) What determines variation in home range size across spatiotemporal scales in a large browsing herbivore? **Journal of Animal Ecology**, 80: 771-785.

Whitehead, P.J.P. (1977) The former southern distribution of New World manatees (*Trichechus* spp.). **Biological Journal of the Linnean Society**, 9: 165-189.

5. DISCUSSÃO GERAL

Altos custos, dificuldades logísticas e a limitação dos habitats frequentemente tornam as reintroduções de mamíferos cativos inviáveis (Kleiman, 1989). Todas estas barreiras também existem para as reintroduções de peixes-bois no Brasil, mas foram transpostas através de uma combinação de investimento do governo federal e ONGs, protocolos de reintrodução refinados ao longo de décadas e através do aumento da sensibilização e envolvimento de comunidades locais. Não obstante, uma clara lição do programa de manejo para conservação de peixes-bois é que recursos adequados são imprescindíveis. Uma estrutura considerável é necessária para a manutenção dos animais cativos, tecnologia para monitoramento de animais liberados é essencial para avaliar o sucesso pós soltura e intervenções veterinárias podem ser necessárias em qualquer fase do processo de soltura.

O número de peixes-bois liberados cresceu de 1994 a 2013. Este crescimento foi capitaneado por dois fatores relacionados: primeiro, o aumento no número de peixes-bois resgatados no Centro Mamíferos Aquáticos - CMA/ICMBio, e, segundo, a necessidade de aumentar o número das solturas para que os objetivos do programa fossem alcançados: reconectar populações isoladas; colonizar áreas de ocorrência histórica e reforçar populações depauperadas.

5.1 Programa de soltura

O programa de soltura de peixes-bois na costa Nordeste do Brasil apresenta alta taxa de sucesso relativo (76.7%). Estes resultados estão mais ou menos em consonância com o maior programa de soltura de peixes-bois no mundo, conduzido na Flórida, onde 66.7% (n=66) das solturas foram bem sucedidas, 32.7% (n=35) foram inconclusivas e apenas 5.6% (n=6) fracassaram (US Fish and Wildlife Service, dados não publicados). Avaliados conjuntamente, o sucesso dos programas dos EUA e Brasil indica que os peixes-bois podem ser reabilitados e liberados na natureza com relativa facilidade se os protocolos forem seguidos corretamente e se recursos suficientes forem empregados.

Os três sítios de soltura utilizados variaram em sua taxa de sucesso. Para exemplificar, o sítio de soltura Paripueira foi utilizado apenas para duas solturas, e ambas foram bem sucedidas. Esse resultado pode estar associado ao monitoramento e manejo intensivo no início do programa – esses foram as 2 primeiras solturas realizadas (Lima *et al.*, 2007) – apesar de ser difícil de tirar quaisquer conclusões com um número tão baixo de animais. O sítio Porto de Pedras também apresentou uma alta taxa de sucesso, enquanto que o sítio Barra de Mamanguape apresentou resultados inferiores. Este último sítio possui um grande estuário, fazendo com que o monitoramento e os manejos veterinários sejam mais difíceis.

A análise de mortalidade indica que a adaptação à dieta natural é uma etapa bastante importante no processo de soltura. Interações com a pesca também representam uma ameaça relevante a peixes-bois reabilitados em cativeiro, e as equipe de monitoramento devem dedicar uma atenção especial às informações de utilização espacial. A baixa taxa de mortalidade observada, quando comparada com outros projetos de reintrodução (Green *et al.*, 2005; Teixeira *et al.*, 2007; Jule *et al.*, 2008; Hamilton *et al.*, 2010) pode ser um resultado do monitoramento intensivo e do alto grau de cuidado ao nível de indivíduo. Uma escala de monitoramento diário dos animais recém liberados utilizando técnicas de telemetria satelital e VHF tem sido mantida ao longo das quase duas décadas do programa. Associada ao monitoramento, avaliações veterinárias sistemáticas têm sido conduzidas, algumas vezes resultando no resgate de animais debilitados.

Outro grande desafio está relacionado à limitação de locais adequados para as solturas. Virtualmente toda a costa brasileira está ocupada e o sucesso do programa é intimamente dependente da mobilização de apoio local. O engajamento do público foi alcançado por duas estratégias: primeira, o desenvolvimento de um programa de ecoturismo de base comunitária para observação de peixes-bois, que também representa uma ferramenta para lidar com o conflito entre pescadores e conservacionistas. Peixes-bois reabilitados em cativeiro frequentemente se aproximam e destroem redes de pesca, fazendo que pescadores solicitem

indenização pelos prejuízos causados. O turismo de observação de peixes-bois criou um meio de vida alternativo para pescadores, ao passo que auxilia na conscientização da sociedade em geral. Em segundo lugar, campanhas informativas periódicas foram iniciadas para encorajar as comunidades costeiras a relatar avistagens ou encalhes e no ano de 2000 a Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos no Nordeste (REMANE) foi criada. Mais tarde ampliada para as outras regiões do país, a rede resultou em um aumento dos relatos de observações e encalhes de peixes-bois.

5.2 Programa de monitoramento

Estudos de área de vida e utilização de habitat com mamíferos de grande porte geralmente apresentam um baixo número de animais marcados, principalmente em função dos altos custos, da baixa densidade natural de algumas espécies e das dificuldades logísticas inerentes a este tipo de pesquisa (Cagnacci *et al.*, 2010). No entanto, tais estudos podem trazer informações espaço-temporais precisas acerca de uma série de fenômenos incluindo migrações, ecologia básica e impactos de mudanças climáticas, podendo resultar em ações práticas de conservação.

Em casos onde o monitoramento de animais nascidos na natureza é operacionalmente complicado, o estudo dos padrões de movimentação e utilização do habitat por animais oriundos de programas de soltura e reintrodução pode se mostrar efetivo e gerar subsídios para a conservação da espécie e proteção de seus habitats. Neste sentido, Flamm *et al.*, (2005) observou não haver variação nos padrões de deslocamento e utilização do habitat entre peixes-bois reabilitados em cativeiro e selvagens rastreados por satélite nos Estados Unidos.

No presente estudo, a variação amostral (tempo e tecnologia de coleta de dados) não apresentou relação com o tamanho da área de vida mensurada, indicando que a amostragem não inviabilizou as análises. Neste caso, a dificuldade em padronizar o intervalo temporal das coletas decorreu das especificidades de cada indivíduo durante o processo de adaptação à natureza pós-soltura e da efetividade do sistema de fixação dos equipamentos de monitoramento.

O sistema de monitoramento demonstrou uma eficácia considerada boa quando comparada a outras pesquisas semelhantes (Castelblanco-Martinez *et al.*, 2012), resultando em um número considerável de coordenadas geográficas com boa acurácia. O curto tempo de duração de cada evento de marcação, quando comparado a outros estudos (Deutsch *et al.*, 1998; Reid *et al.*, 2001; Sheppard *et al.*, 2006) sugere que melhorias no sistema de fixação dos transmissores nos animais devem ser implementadas de forma a ampliar a duração dos eventos e evitar que seja necessário empreender grande esforço de remarcação de animais que perderam seus equipamentos de monitoramento de forma prematura.

5.2.1 Área de vida e padrões de movimentação

Como observado neste estudo, pesquisas envolvendo marcação de sirênios com dispositivos satelitais na Austrália, México e Belize (Sheppard *et al.*, 2006; Castelblanco *et al.*, 2012) também observaram que o sexo não influenciou a área de vida mensurada. Já Flamm *et al.* (2005) constataram que, nos EUA, as taxas de movimentação foram maiores para peixes-bois machos quando comparados a fêmeas com filhotes ou fêmeas sem filhotes. Os mesmos autores observaram que aspectos biológicos como sexo e idade podem resultar em diferentes padrões de uso de área e rotas de deslocamento. Apesar das características dos corredores de movimentação ser semelhantes entre as classes de sexo, fêmeas sem filhotes monitoradas na Flórida apresentaram significativamente menos rotas, mas estas rotas ocuparam uma área maior.

Em pesquisa também realizada na Flórida, Deutsch *et al.* (2003) observaram que machos adultos possuem taxas diárias de movimentação durante o verão significativamente maiores que fêmeas, apesar de possuírem área anual, comportamento migratório e fidelidade espacial semelhantes.

Nossos resultados sugerem que outras variáveis podem estar atuando no sentido de proporcionar a variação observada no tamanho das áreas de vida e no padrão de utilização destas. A variação individual na resposta dos peixes-bois

liberados na natureza no Brasil pode ser comparada à observada na Austrália, onde alguns indivíduos de dugongos (*Dugong dugon*, Família Dugongidae, Ordem Sirenia) apresentaram hábito sedentário enquanto outros realizaram longos deslocamentos (Sheppard *et al.*, 2006).

A partir dos resultados apresentados, pode-se notar que animais com maior taxa diária de deslocamento (TDD) possuem também maior área de vida, indicando duas classes de padrão: (1) animais sedentários, com uma área de vida reduzida e menor atividade e (2) animais com maior área de vida e mais ativos, se movimentando por uma área mais extensa.

Esta variação individual em relação ao comportamento migratório e estabelecimento de áreas de fidelidade não é completamente entendida. Enquanto algumas populações de sirênios demonstram aparente sedentarismo, como observado na Costa Rica, alguns indivíduos podem realizar longos deslocamentos (210 km) e depois retornar para suas áreas de utilização (Lefebvre *et al.*, 2001; Reid *et al.*, 2001; Morales-Vela, 2000; Castelblanco-Martinez *et al.*, 2012). Estudos realizados no México, Belize e Austrália também observaram variações individuais, com grupos de indivíduos apresentando hábitos sedentários e permanecendo durante longos períodos residentes em lagoas e baías, e outros indivíduos realizando longos deslocamentos (Morales-Vela, 2000; Powell *et al.*, 2000; Castelblanco-Martinez *et al.*, 2012).

Para os animais liberados no Brasil, fica claro que enquanto alguns animais iniciam grandes deslocamentos aparentemente exploratórios antes de estabelecer suas áreas de uso intensivo, outros apresentam um padrão mais sedentário, explorando a região imediatamente próxima ao local de soltura e se estabelecendo nestas áreas. Neste sentido, a escolha criteriosa dos locais de soltura é tão importante quanto à proteção adequada do habitat em uma escala regional.

As distâncias lineares máximas observadas são semelhantes às encontradas por Lima (2008), em estudo de telemetria VHF também realizado com peixes-bois

reintroduzidos no Brasil. Essas distâncias sugerem que os peixes-bois liberados podem realizar deslocamentos que ultrapassem as áreas atuais de descontinuidade, possibilitando o contato entre subpopulação consideradas isoladas e favorecendo o fluxo gênico.

5.2.2 Utilização do habitat

Fatores ambientais como temperatura da água, profundidade, regime hidrológico e proximidade de fontes de água doce podem influenciar a distribuição dos sirênios em diferentes partes do globo, algumas vezes provocando comportamentos migratórios sazonais (Irvine, 1983; Reid *et al.*, 1991; Oliveira-Gómez & Mellink, 2004; Sheppard *et al.*, 2006; Castellblanco-Martinez *et al.*, 2009).

Para os Peixes-bois da Flórida (*T. manatus latirostris*), a flutuação sazonal da temperatura exerce um papel fundamental em sua distribuição e padrões de movimentação (Whitehead, 1977; Irvine, 1983; Reid, 1991). Já em regiões tropicais e subtropicais, a temperatura da água não deve ser encarada como um fator limitante da distribuição geográfica dos peixes-bois (Deutsch *et al.*, 2003). No entanto, evidências de migrações sazonais foram observadas em populações de peixes-bois marinhos no México (Colmenero-Rolón, 1986), Honduras (Rathbun *et al.*, 1983 apud Deutsch *et al.*, 2003) e Trinidad (Reynolds & Odell, 1991). Reeves *et al.* (1988) observaram migrações sazonais em peixes-bois africanos (*Trichechus senegalensis*) e Best (1983) observou o mesmo comportamento em peixe-bois amazônicos (*Trichechus inunguis*). Em todos os casos, as populações habitavam sistemas de água doce formados por grandes bacias hidrográficas afastadas da costa e o comportamento migratório foi associado à disponibilidade de alimento e restrições de deslocamentos decorrentes dos ciclos hidrológicos presentes nestes locais.

Estudos identificaram a predileção da espécie por habitats formados por lagoas e rios costeiros no México e em Belize (Morales-Vela *et al.*, 1999). Na Costa Rica, ambientes com vegetação aquática abundante, águas claras e quentes e rios mais largos e com presença de mata ciliar apresentam maior probabilidade de ocorrência

de peixes-bois (Jimenez, 2005). Entre os Centros de Atividade analisados nesta pesquisa, todos foram considerados locais abrigados devido à presença de formações recifais, estuários e corpos d'água, indicando a predileção da espécie por locais protegidos da ação de ondas.

Aparentemente não há distinção entre animais selvagens e reabilitados em cativeiro no que se refere à utilização de áreas costeiras. Todos os peixes-bois analisados no estudo apresentaram deslocamentos costeiros, à exceção de um exemplar (Sereno, ID 19-M) que realizou um deslocamento considerado errante, se deslocando durante 24 dias em locais com profundidade superior a 500 m e depois retornando à costa a uma distância de 650 km lineares do local de soltura. O mesmo comportamento errante foi registrado por Lima (2008) quando um peixe-boi liberado à natureza foi resgatado a mais de 100 km da costa do estado de Sergipe.

A ocorrência dos recursos alimentares e das fontes de água doce, bem como de locais abrigados da ação das ondas e ventos possivelmente explicam a predileção da espécie por águas costeiras, como corroborado pela literatura (Reeves *et al.*, 2002; Reep & Bonde, 2006). Deslocamentos distintos deste padrão costeiro também foram observados na Flórida (J. Reid, comum. pess.) e podem estar relacionados à dispersão para colonização de novas áreas por indivíduos juvenis.

A maior frequência de utilização do ecossistema estuarino frente ao ecossistema marinho, neste estudo, pode estar relacionada à oferta de água doce. Nos estados de Alagoas, Pernambuco e Paraíba, a oferta de água doce para os peixes-bois está quase sempre relacionada aos rios e corpos d'água que desagüam no mar. Em contrapartida, o recurso alimento é encontrado de forma mais dispersa no ambiente, sugerindo que os animais se concentram nas regiões de foz de rios para consumir água doce e repousar e depois saem ao mar para forrageio, consumindo principalmente fanerógamas (*Halodule* sp.) e algas marinhas (Borges *et al.*, 2008).

A despeito da potencial oferta de alimento do ecossistema recifal, por servir de substrato para fixação de diversas espécies de algas, muitas áreas encontram-se

disponíveis apenas em parte do tempo, devido ao regime de marés, justificando talvez sua menor frequência de utilização pelos peixes-bois. No entanto, na região da Costa do Sagi, RN, foi observado que a presença de recifes de franja densamente colonizados por algas aparenta ser um fator determinante da distribuição espacial dos peixes-bois naquele local (Paludo & Langguth, 2002).

A utilização intensiva das cercanias do recinto de readaptação pode estar relacionada à metodologia de *soft-release*, gerando uma habituação dos animais àquele local e proporcionando a gradual saída para exploração de áreas próximas (Lima, 2008). Este comportamento, ao mesmo tempo em que parece favorecer adaptação dos peixes-bois libertos às condições naturais, facilita a visualização e o acompanhamento da adaptação de cada indivíduo, dado que o local torna-se uma referência e alguns animais retornam periodicamente a ele.

Os locais escolhidos para instalação dos recintos em ambos os sítios de soltura não possuem alimento em abundância, sendo incapazes de suportar a fixação dos animais naqueles locais específicos. Assim, caso o indivíduo passe tempo em demasia na mesma região, em um aparente estado de espera pelo fornecimento humano de alimento, intervenções veterinárias ou comportamentais podem ser necessárias. Desta forma, intervenções baseadas na atração de animais recém-libertos para bancos de fanerógamas nas proximidades podem propiciar o estabelecendo de uma rotina de saídas para forrageio e posterior retorno ao local para repouso e consumo de água doce, auxiliando o processo de adaptação.

5.3 Implicações para a conservação

A estratégia de manejo para conservação baseada no resgate, reabilitação e liberação na natureza de indivíduos de peixes-bois marinhos no Brasil tem apresentado resultados bastante satisfatórios em relação às taxas de sobrevivência e adaptação (>76% de sucesso, Normande *et al.*, In Press). A colonização de áreas de ocorrência histórica, com o estabelecimento de indivíduos ou grupos em áreas onde a espécie havia sido extinta, também deve ser considerado como um resultado positivo,

favorecendo à reconexão e ao restabelecimento do fluxo gênico entre as subpopulações localizadas entre o litoral norte de Alagoas e norte de Pernambuco, ambas pertencendo à Unidade de Manejo AL-CE (Luna *et al.*, 2012). O reforço populacional oriundo das solturas bem sucedidas no sítio Paraíba também pode auxiliar a conservação da espécie à medida que se inserem novos indivíduos e genes na população.

A identificação dos padrões de utilização do habitat, a partir do monitoramento pós-soltura de peixes-bois reabilitados em cativeiro, além de proporcionar o acompanhamento dos resultados do programa, gera subsídios para a conservação quando mapeia as áreas e os recursos utilizados com maior intensidade e ainda as rotas ou corredores de deslocamento entre estas áreas. Este monitoramento disponibiliza informações úteis para a continuidade da estratégia de manejo, auxiliando o planejamento das solturas, acompanhamento pós-soltura e resgates e ainda indicam áreas prioritárias para a proteção do habitat e redução dos impactos antrópicos, seja pela criação de áreas protegidas, seja por medidas de ordenamento e controle.

A utilização intensiva pelos peixes-bois de ambientes estuarinos e costeiros amplia a potencial existência de conflitos em razão do histórico processo de ocupação das áreas litorâneas no Brasil. Problemas relacionados à ocupação desordenada de áreas costeiras têm ocasionado a supressão da vegetação nativa, o assoreamento e poluição química de corpos d'água. O turismo desordenado também pode ser visto como uma ameaça à conservação dos peixes-bois na região Nordeste do Brasil, por criar um incremento do tráfego de embarcações e degradação de ambientes recifais (ICMBio, 2011).

Ao longo dos anos de execução do Projeto Peixe-boi/ICMBio, três unidades de conservação foram criadas com o objetivo de proteger o habitat e as populações de peixes-bois que ocorrem em seus limites, sendo: a APA Costas do Corais – AL/PE; a APA da Barra do rio Mamanguape – PB e a APA do Delta do Parnaíba – CE/PI/MA (ICMBio, 2011). Além da criação das áreas, o zoneamento destas unidades é uma

importante ferramenta para auxiliar a conservação da espécie. No ano de 2013 foi estabelecido o zoneamento da APA Costa dos Corais (ICMBio, 2013), criando a Zona de Conservação do Peixe-boi Marinho e tendo como subsídio os dados provenientes do monitoramento satelital realizado. Esta Zona engloba o sítio de soltura Alagoas e estabelece regramentos relacionados ao tráfego de embarcações, turismo náutico e pesca artesanal de forma a reduzir as pressões antrópicas sobre a espécie e favorecer o estabelecimento dos peixes-bois libertos nesta área.

Em contrapartida, a inserção de comunidades tradicionais no processo de conservação através do fomento e ordenamento de iniciativas de turismo de baixo impacto tem gerado amplo apoio da sociedade ao programa de liberação de peixes-bois (José Ulisses Santos, com. pess.). A utilização da espécie como bandeira para conservação da região tem proporcionado à realização de ações socioeducativas que promovem a sensibilização de diversos atores, o incremento da renda de populações tradicionais e a redução das ameaças de conservação dos peixes-bois no Brasil.

REFERÊNCIAS

- Best, R.C. (1983) Apparent dry-season fasting in Amazonian manatees (Mammalia: Sirenia). **Biotropica**, 15: 61-64.
- Borges, J.C.G. et al. (2008) Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil. **Biotemas**, 21(2):77-81.
- Cagnacci, F. et al. (2010) Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 365: 2157-2162.
- Castelblanco-Martínez, D. N. et al. (2009). Seasonality of habitat use, mortality and reproduction of the vulnerable Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* in the Orinoco River, Colombia: implications for conservation. **Oryx**, 43(2): 235-242.
- Castelblanco-Martínez, D.N. et al. (2012) Movement patterns of Antillean manatees in Chetumal Bay (Mexico) and coastal Belize: a challenge for regional conservation. **Marine Mammal Science**, 29(2): 166-182.
- Colmenero-Rolón, L.; Hoz-Zavala, M. (1986) Distribución de los manatíes, situación y su conservación en México. **Anales del Instituto de Biología: Serie Zoológica**, 56: 955-1020.
- Deutsch, C. J.; Bonde, R. K.; Reid, J. P. (1998) Radio-tracking manatees from land and space: tag design, implementation, and lessons learned from long-term study. **Marine Technology Society Journal**, 32(1): 18-29.
- Deutsch, C.J. et al. (2003) Seasonal movements, migratory behavior, and site fidelity of West Indian manatees along the Atlantic coast of the United States. **Wildlife Monographs**, 151: 1-77.
- Flamm, R.O. et al. (2005) Estimation of manatee (*Trichechus manatus latirostris*) places and movement corridors using telemetry data. **Ecological Applications**, 15(4):1415-1426.

Green, A.J. et al. (2005) Survival of Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*) released back into the wild. **Biological Conservation**, 121: 595- 323.

Hamilton, L.P. et al. (2010). Factors associated with survival of reintroduced riparian brush rabbits in California. **Biological Conservation**, 143: 999-1007.

ICMBio (2011) **Plano de ação nacional para a conservação dos sirênios: peixe-boi-da-amazônia *Trichechus inunguis* e peixe-boi-marinho *Trichechus manatus***. Luna, F.O.; de Andrade, M.C.M.; Reis, M.L. (Org.). Brasília. Editora ICMBio. 80 p.

ICMBio (2013) **Plano de Manejo da APA Costa dos Corais**. Editora ICMBio, Brasília. 73 p.

Irvine, A.B. (1983) Manatee metabolism and its influence on distribution in Florida. **Biological Conservation**, 25: 315-334.

Jimenez, I. (2005) Development of predictive models to explain the distribution of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in tropical watercourses. **Biological Conservation**, 125: 491-503.

Jule, K.R.; Leaver, L.A.; Lea, S.E.G. (2008) The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: a review and analysis. **Biological Conservation**, 141: 355-363.

Kleiman, D.G. (1989) Reintroduction of captive mammals for conservation. **Bioscience**, 39: 152-161.

Lefebvre, L.W. et al. (2001) Status and biogeography of the West Indian manatees. In: Woods, C.A.; Sergile, F.E. (Eds). **Biogeography of the West Indies: new patterns and perspectives**. CRC Press, Boca Raton. 608 p.

Lima, R.P.; Alvite, C.M.C.; Vergara-Parente, J.E. (2007). **Protocolo de reintrodução de peixes-bois marinhos no Brasil**. Editora IBAMA-MA & Instituto Chico Mendes, São Luís. 62 p.

Lima, R.P. (2008) **Distribuição espacial e temporal de peixes-bois (*Trichechus manatus*) reintroduzidos no litoral nordestino e avaliação da primeira década**

(1994/2004) do programa de reintrodução. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Luna, F.O. et al. (2012) Phylogeographic implications for release of critically endangered manatee calves rescued in Northeast Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 22: 665-672.

Morales-Vela, B. et al. (2000) Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico. **Biological Conservation**, 95: 67-75.

Normande, I.C. et al. (In Press) Eighteen Years of Manatee translocations in Brazil: Lessons Learnt and Implications for Conservation. **Oryx**.

Oliveira-Gómez, L.D.; Mellink, E. (2005) Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahía de Chetumal, México. **Biological Conservation**, 121: 127-133.

Paludo, D.; Langguth, A. (2002) Use of space and temporal distribution of *Trichechus manatus manatus* Linnaeus in the region of Sagi, Rio Grande do Norte State, Brazil (Sirenia, Trichechidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 19: 205-215.

Powell, R.A. (2000) Animal home ranges and territories and home range estimators. In **Research technologies in animal ecology – controversies and consequences**. L. Boitani; T.K. Fuller (Eds). New York, NY: Columbia University Press. 65-110 p.

Rathbun, G.B.; Reid, J.P.; Bourassa, J.B. (1987) **Design and construction of a tethered, floating radio-tag assembly for manatees**. National Technical Information Service, #PB87-161345/AS. Springfield, Virginia. 49 pp.

Reep, R.L.; Bonde, R.K. (2006) **The Florida Manatee: Biology and Conservation**. University Press of Florida, Florida. 189 p.

Reeves, R. R. et al. (2002) **National Audubon Society guide to Marine Mammals of the World**. New York: National Audubon Society. 527 p.

Reeves, R.R.; Tuboku-Metzger, D.; Kapindi, R.A. (1988) Distribution and exploitation of manatees in Sierra Leone. **Oryx**, 22: 75-84.

Reid, J.P.; Rathbun, G.B.; Wilcox, J.R. (1991) Distribution Patterns of Individually Identifiable West Indian Manatees (*Trichechus manatus*) in Florida. **Marine Mammal Science**, 7, 180-190.

Reid, J.R. et al. (2001) Fifteen years of success in tracking manatees with the Argos system: an overview of programs and techniques. In: **Proceedings of the 2001 International Argos Users Conference**. Service Argos, Inc. Largo.

Reynolds III, J.E.; Odell, D.K. (1991) **Manatees and dugongs**. Facts on File Inc., New York. 192 p.

Sheppard, J.K. et al. (2006) Movement heterogeneity of dugongs, *Dugong dugon* (Müller), over large spatial scales. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 334: 64-83.

Teixeira, C.P. et al. (2007) Revisiting translocation and reintroduction programs: the importance of considering stress. **Animal Behaviour**, 73: 1-13.

Whitehead, P.J.P. (1977) The former southern distribution of New World manatees (*Trichechus* spp.). **Biological Journal of the Linnean Society**, 9: 165-189.

6. CONCLUSÕES

A partir dos resultados apresentados e das informações disponíveis na literatura especializada, podemos concluir que:

- Monitoramento intensivo, avaliações veterinárias e resgates podem aumentar o sucesso das solturas;
- A combinação de diferentes técnicas de monitoramento pode proporcionar a coleta de dados com boa acurácia e reduzir custos de monitoramento;
- Estudos de longo prazo (15 a 20 anos) são necessários para avaliar corretamente os resultados de programas de soltura de espécies que apresentam ciclo de vida longo;
- A soltura de peixes-bois com aproximadamente cinco anos podem aumentar significativamente o sucesso das solturas;
- A soltura tipo *soft-release* facilita o processo de aclimação ao meio natural;
- Sexo, idade na soltura e sítio de soltura não influenciaram o tamanho das áreas de vida de peixes-bois liberados no Brasil;
- Os peixes-bois estudados apresentaram variação individual no padrão de movimentação e podem ser classificados em dois grupos gerais: indivíduos sedentários e viajantes;
- Os Centros de Atividade mostraram maior associação com locais abrigados, seguido pelos recursos naturais água doce e alimento;
- O ecossistema estuarino foi utilizado com maior frequência, seguido pelos ambientes de transição e marinho;
- Medidas regionais de ordenamento e controle devem ser empregadas nas áreas de uso intensivo e corredores de deslocamento como forma de manter a integridade dos habitats importantes para a espécie e;

Consideramos ainda que outros estudos são necessários para melhor entendimento sobre os fatores que regulam as áreas de vida e uso do habitat por peixes-bois no Brasil. Especialmente, acreditamos que estudos focados nas variações sazonais de utilização do habitat e no monitoramento de indivíduos de vida livre, que nasceram e tiveram seu desenvolvimento sob condições naturais podem trazer valiosas informações para a ampliação do conhecimento científico sobre o assunto.

Finalmente, pensamos ser necessário realizar o investimento continuado de recursos para que os objetivos de longo prazo - aumentar o fluxo gênico entre as subpopulações e colonizar áreas de ocorrência histórica – sejam alcançados. Em um contexto mais amplo, a política nacional para conservação de peixes-bois deve ser fortalecida através da ampliação e diversificação das fontes de recurso. Devido à elevada quantidade de encalhes e possibilidade de incremento destes números por conta do aumento populacional, a estratégia de manejo para conservação deve ser ampliada, sendo necessárias aproximadamente cinco solturas anuais durante os próximos 10 anos a fim de obter resultados realmente efetivos para a conservação dos peixes-bois marinhos no Brasil.

APÊNDICE

SUMÁRIO DE DADOS DE PEIXES-BOIS LIBERADOS

Appendix. Released Manatee's Data Summary

Name	Sex	Rescue length (cm)	Origin	Release length (cm)	Release site	Time in captivity (years)	Rescued after release (Yes/No)	Tracking thecnology (VHF/PTT/GPS)	Soft-release enviroment (Sea/Estuarie)	Release status	Reproductive status
Astro	M	133	Aracati/CE	238	Paripueira/AL	3.89	N	V,P	S	Success	Success
Lua	F	120	Beberibe/CE	234	Paripueira/AL	3.89	N	V,P	S	Success	Success
Aldo	M	114	Aracati/CE	163	Porto de Pedras/AL	2.55	N	V	S	Success	Success
Pipa	F	130.5	Tibau do Sul/RN	204	Porto de Pedras/AL	1.89	N	V	S	Success	-
Xuxu	M	130	Ceará-Mirim/RN	270	Rio Tinto/PB	9.78	N	V	E	Success	Success
Folia	F	135	Beberibe/CE	284	Rio Tinto/PB	9.45	N	V	E	Success	-
Aparecida	F	264	Rio Tinto/PB	243	Porto de Pedras/AL	1.07	N	V	S	Failure	-
Araqueto	M	118	Aracati/CE	222	Porto de Pedras/AL	4.46	N	V	S	Success	-
Boi-voador	M	120	São Luís/MA	212	Porto de Pedras/AL	5.44	N	V	S	Success	-

Name	Sex	Rescue length (cm)	Origin	Release length (cm)	Release site	Time in captivity (years)	Rescued after release (Yes/No)	Tracking thecnology (VHF/PTT/GPS)	Soft-release enviroment (Sea/Estuarie)	Release status	Reproductive status
Assu	M	140	Aracati/CE	223	Porto de Pedras/AL	3.64	Y	V,P	S	Failure	-
Nina	F	137	Carcavel/CE	212	Porto de Pedras/AL	2.73	N	V	S	Success	Failure
Tico	M	123	Canto Verde/CE	202	Porto de Pedras/AL	6.32	Y	V,P	S/E	Success	-
Tuca	F	125	Praia de Pipa/RN	217	Porto de Pedras/AL	2.98	N	V	S	Success	Success
Guape	M	125	Coqueirinho/PB	272	Rio Tinto/PB	16.76	Y	V	E	Failure	-
Guaju	M	121	Guaju/PB	240	Rio Tinto/PB	16.59	N	V	E	Failure	-
Arani	M	138	Praia do Barro Preto/CE	240	Porto de Pedras/AL	7.15	Y	V,P	E	Success	Success
Luna	F	131	Canoa Quebrada/CE	234	Porto de Pedras/AL	3.73	N	V,P	E	Success	-
Mel	F	128	Ponta Grossa/CE	230	Rio Tinto/PB	6.19	Y	V,P	E	Success	-

Name	Sex	Rescue length (cm)	Origin	Release length (cm)	Release site	Time in captivity (years)	Rescued after release (Yes/No)	Tracking thecnology (VHF/PTT/GPS)	Soft-release enviroment (Sea/Estuarie)	Release status	Reproductive status
Zelinha	F	122	S. M. Gostoso/RN	234	Rio Tinto/PB	6.85	N	V,P	E	Success	-
Potiguar	M	140	Areia Branca/RN	240.5	Porto de Pedras/AL	6.94	N	V,P	E	Success	-
Aira	F	124.5	Beberibe/CE	211	Porto de Pedras/AL	6.88	N	V,P	E	Success	-
Arthur	M	127	Baía da Traição/PB	224	Rio Tinto/PB	7.90	Y	V,P	E	Failure	-
Petrus	M	131.5	Praia do Mel/RN	205	Dead before release	6.07	N	-	E	Failure	-
Puã	M	126	Costinha/RN	244.5	Rio Tinto/PB	7.51	N	V,P	E	Success	-
Atol	M	123	Praia do Mel/RN	221	Porto de Pedras/AL	9.32	Y	V	E	Success	-
Tinga	M	112	Praia de Redonda/CE	229	Porto de Pedras/AL	9.20	N	V	E	Success	-
Cristal	F	118	Coqueirinho/PB	233	Porto de Pedras/AL	7.27	Y	V,P	E	Success	-

Name	Sex	Rescue length (cm)	Origin	Release length (cm)	Release site	Time in captivity (years)	Rescued after release (Yes/No)	Tracking thecnology (VHF/PTT/GPS)	Soft-release enviroment (Sea/Estuarie)	Release status	Reproductive status
Ariel	F	121	Born in captivity	242.5	Porto de Pedras/AL	3.80	N	P	E	Success	-
Chiquinho	M	118	Born in captivity	244	Porto de Pedras/AL	4.25	N	G	E	Failure	-
Tamunha	M	124	Born in captivity	237	Porto de Pedras/AL	3.36	N	P	E	Success	-