

Programa de Pós-Graduação
em Ciências Ambientais

AMA zônia em TempO

estudos climáticos
e socioambientais

Ima Célia Guimarães Vieira
Mário Augusto Gonçalves Jardim
Edson José Paulino da Rocha
Organizadores

Belém
2015

AMA
zônia^{em}
TempO

estudos climáticos
e socioambientais

Ima Célia Guimarães Vieira
Mário Augusto Gonçalves Jardim
Edson José Paulino da Rocha
Organizadores



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

COORDENADOR

Edson José Paulino da Rocha

VICE-COORDENADORA

Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo



SÉRIE AMAZÔNIA EM TEMPO

CONSELHO EDITORIAL

Diógenes Salas Alves	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Edna Maria Ramos de Castro	Universidade Federal do Pará
Lourdes de Fátima Gonçalves Furtado	Museu Paraense Emílio Goeldi
Maria Assunção Faus da Silva Dias	Universidade de São Paulo
Maria Elvira Rocha de Sá	Universidade Federal do Pará
Milton Kanashiro	Embrapa Amazônia Oriental
Wagner Costa Ribeiro	Universidade de São Paulo

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

AMA
zônia^{em}
TempO

estudos climáticos
e socioambientais

Ima Célia Guimarães Vieira
Mário Augusto Gonçalves Jardim
Edson José Paulino da Rocha
Organizadores

Belém
2015

Projeto Editorial

Ima Célia Guimarães Vieira
Ireneide Silva

Produção Editorial

Ireneide Silva
Angela Botelho

Projeto Gráfico e Editoração Eletrônica

Andréa Pinheiro

Foto da Capa

Alexander Charles Lees
(Floresta Nacional do Tapajós)

Revisão

Mário Augusto Gonçalves Jardim
Ima Célia Guimarães Vieira
Ireneide Silva

Amazônia em tempo: estudos climáticos e socioambientais / Ima Célia Guimarães Vieira, Mário Augusto Gonçalves Jardim, Edson José Paulino da Rocha, organizadores. Belém : Universidade Federal do Pará : Museu Paraense Emílio Goeldi : Embrapa Amazônia Oriental, 2015.
462 p.: il.
ISBN 978-85-61377-81-6

1. Amazônia (Brasil) – Sustentabilidade Ambiental. 2. Amazônia (Brasil) - Conservação. 3. Amazônia (Brasil) – Mudanças globais. 4. Amazônia (Brasil) - Desmatamento. I. Vieira, Ima Célia Guimarães. II. Jardim, Mário Augusto Gonçalves. III. Rocha, Edson José Paulino.

CDD 338.9811

Sumário

CAPÍTULO 1

A Amazônia em tempo de transformações e desafios:

uma visão a partir da Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Peter Mann de Toledo, Ima Célia Guimarães Vieira, Mário Augusto G. Jardim,

Edson José Paulino da Rocha & Andréa dos Santos Coelho 9

CAPÍTULO 2

Pesquisa sobre conservação na Amazônia brasileira

e a sua contribuição para a manutenção da biodiversidade

e uso sustentável das florestas tropicais

Philip M. Fearnside 21

CAPÍTULO 3

Sinergias de mudanças para uma nova agricultura na Amazônia

Alfredo Kingo Oyama Homma 51

CAPÍTULO 4

A análise da paisagem a partir do trabalho de campo

Márcia Aparecida da Silva Pimentel 81

CAPÍTULO 5

Dinâmica de uso e cobertura da terra

na Área de Endemismo Tapajós no período de 2008 a 2010

Márcia Nazaré Rodrigues Barros, Carla Fernanda Andrade Costa,

Emily Regina Siqueira Dias, Alessandra Rodrigues Gomes, Amanda Gama Rosa,

Rita de Cássia de Moraes Franco, Ingrid Vieira, Igor da Silva Narvaes &

Marcos Adami 101

CAPÍTULO 6

Sustentabilidade das explorações florestais na Amazônia:

caso conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns, Pará

Iranilda Silva Moraes, Aline Maria Meiguins de Lima, Marcos Adami,

Maria Isabel Vitorino & Márcia Tatiana Vilhena Segtowich Andrade 123

CAPÍTULO 7

Manguezais de Soure, Ilha do Marajó, Pará, Brasil:
relações sociais e percepções ambientais

Elena Almeida de Carvalho 147

CAPÍTULO 8

Vulnerabilidade ao fogo de florestas intactas e degradadas
na região de Santarém, Pará

Carla Daniele Furtado da Costa, Luke Thomas Win Parry,

Bernard Josiah Barlow & Ima Célia Guimarães Vieira 169

CAPÍTULO 9

Atividades de mineração e avaliação de metais
em água superficial, sedimento de fundo e peixes no rio Tapajós

Hilciana do Socorro Pereira Oliveira, Silvia Cristina Alves França &

Edson José Paulino da Rocha 195

CAPÍTULO 10

Análise dos efeitos de chuvas severas no processo de alagamento
e inundação em uma bacia urbana submetida à influência
de maré na cidade de Belém, Pará

Flávio Augusto Altieri dos Santos, Edson José Paulino da Rocha &

Aline Maria Meiguins de Lima 223

CAPÍTULO 11

Relação entre microclima e padrões fenológicos em Caxiuanã

Laura Suéllen Lisboa Ferreira, Priscila Sanjuan de Medeiros,

José Henrique Cattânio & Fabiano Bulcão de Almeida 251

CAPÍTULO 12

Variação da composição química do solo
e das folhas de mangue vermelho (*Rhizophora mangle* L.)
em manguezal no nordeste paraense

Bruno Delano Chaves do Nascimento, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo,

Rosecélia Moreira da Silva Castro & José Francisco Berrêdo 279

CAPÍTULO 13

A importância das Unidades de Conservação e Terras Indígenas na contenção do desmatamento na Amazônia Legal brasileira

Tássia do Socorro Serra Nunes, Leandro Valle Ferreira &

Eduardo Martins Venticinquê 307

CAPÍTULO 14

Amazônia atlântica: mudanças e impactos nas praias oceânicas paraenses

Adrielson Furtado Almeida 337

CAPÍTULO 15

Diversidade florística de palmeiras em duas Unidades de Conservação da Amazônia Oriental

Adriana Paula Silva Souza & Mário Augusto G. Jardim 357

CAPÍTULO 16

Morfologia e morfometria de lagos e sua influência nas macrófitas aquáticas em Roraima, Brasil

Maria das Neves Magalhães Pinheiro 379

CAPÍTULO 17

Aptidão agrícola da Terra Indígena Raposa Serra do Sol – Roraima e o quadro atual do uso da terra na área Ingarikó

Márcia Teixeira Falcão, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo &

Luiza Câmara Beserra Neta 393

CAPÍTULO 18

A pesquisa científica e sua contribuição na gestão da biodiversidade em Unidades de Conservação do estado do Pará

Benedita da Silva Barros 405

CAPÍTULO 19

Trabalho, natureza e mercado: a dinâmica do comércio de produtos regionais em Belém

Iraneide Souza Silva & Edna Maria Ramos de Castro 427

Lista de autores 457



A Amazônia em tempo de transformações e desafios: uma visão a partir da Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Peter Mann de Toledo, Ima Célia Guimarães Vieira, Mário Augusto G. Jardim, Edson José Paulino da Rocha & Andréa dos Santos Coelho

A Amazônia tem se caracterizado por um intenso dinamismo e por um constante redesenho de seu território. A transformação das paisagens amazônicas, reflexo da última aceleração de desenvolvimento econômico global ocorrido logo após a Segunda Guerra Mundial, deixou marcas profundas no mapa desse bioma. Atualmente essa região passa por um processo complexo de desenvolvimento, a partir do estabelecimento e consolidação de centros urbanos, da criação de redes de conhecimento e transferência de bens, da intensa e extensa conversão de florestas e outros ecossistemas naturais em áreas de produção agrícola, da implantação de sistemas de produção de energia hidroelétrica e de exploração mineral e da implantação de uma rede multimodal de transporte altamente impactante nas paisagens. A lógica e o padrão de fronteira ainda persistem na região, como pode ser confirmado pelos indicadores sociais e de bem-estar regional.

A dualidade entre os processos que pressionam os sistemas naturais e aqueles que tentam organizar a matriz ambiental através de áreas de preservação é uma característica de como a sociedade brasileira se manifesta em relação ao espaço amazônico, trazendo para o palco a lógica do modelo de desenvolvimento que implanta infraestrutura a altos custos ambientais. O desmatamento da floresta tropical úmida, que segue um padrão de ocorrência na zona de transição entre o cerrado e a floresta, seguindo até a parte central da hiléia, configurou-se numa forma de arco. Mais recentemente, a implantação de novas estradas, fomentada pela procura de mais áreas de especulação fundiária, aumentou significativamente o estoque de terras para posterior produção agroflorestal, produzindo novos "hotspots" de desflorestamento e expansão do desmatamento em direção a áreas centrais na região.

Por outro lado, as informações cada vez mais robustas sobre cenários de mudanças globais com fortes impactos regionais decorrentes de atividades antrópicas de uso e ocupação da terra durante as últimas

décadas, juntamente com os estudos climáticos (Souza & Rocha, 2014), tendem a se intensificar e preocupar pesquisadores e gestores públicos. Dados sobre mudanças climáticas globais mostram que as temperaturas médias anuais estão aumentando de forma gradativa, e os reflexos dessas dinâmicas já podem ser observados nas variações de fenologia de diversos grupos animais e vegetais. Assim, para entender os padrões e processos que influenciam a estruturação da Amazônia é preciso a visão de diferentes disciplinas tanto do campo das ciências sociais como naturais (Santos Júnior, 2014). Esses aspectos abordados são uma fonte fértil para reflexões acadêmicas e para atuação das instituições científicas e de ensino, que desempenham um papel importante e de esteio na consolidação do sistema de capacitação de recursos humanos e de produção de informação e conhecimento acerca dos problemas ambientais oriundos dos padrões de ocupação do solo, da dinâmica das cidades e dos impactos no meio ambiente. Se analisarmos a configuração da Amazônia brasileira no tocante aos aspectos de destinação do uso dos diferentes espaços, e de como as diferentes atividades provocam novas configurações e relações, observamos em uma visão clara é que a Amazônia está destinada à expansão das atividades econômicas e de infraestrutura permeada por centros de ocupação já consolidados, todos estes exercendo pressões sobre as áreas naturais que, em parte, encontram-se protegidas (Figura 1).

Neste contexto, a ênfase em questões interdisciplinares passa a ter um papel importante na construção de um arcabouço de conhecimento e informação destinados à solução de problemas que envolvam questões ambientais atreladas a processos de desenvolvimento econômico e respectivos problemas sociais, em diferentes estágios temporais e escalas de território. As questões metodológicas e os desafios na abordagem interdisciplinar mostram-se de grande interesse para a Amazônia, e justificam contribuições acadêmicas que buscam entender diferentes temáticas que hoje dominam a agenda científica das ciências ambientais, como a questão dos impactos causados pelas mudanças climáticas, a alta taxa de perda da biodiversidade, ou os potenciais econômicos e o contexto territorial, resultantes dos padrões e forças dos usos da terra.

Como principais pontos de análise e configuração temática de pesquisas, os desafios postos para a academia são o de utilizar o enfoque interdisciplinar na busca de entendimento dos processos naturais e suas

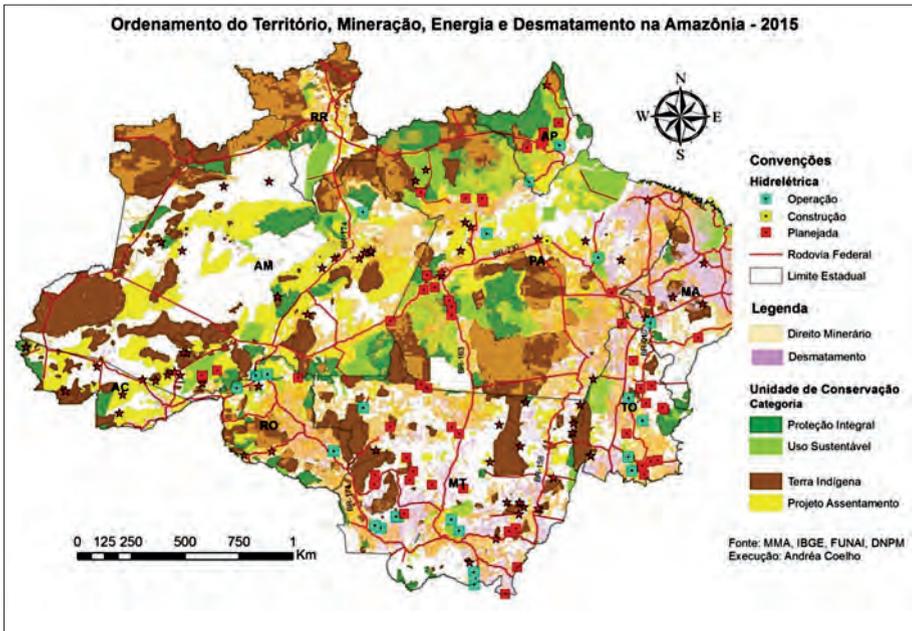


Figura 1. Mapa da Amazônia Brasileira mostrando a complexidade na ocupação e uso do território.

variações que estejam sob a pressão das atividades antrópicas, e entender como esses sistemas conseguem manter a resiliência sob o impacto das perturbações, em diferentes ciclos e intensidades. Como o estado da arte do conhecimento encontra-se em diferentes fases, dependendo dos avanços e enfoques disciplinares, um equilíbrio no nível de informação e construção de um arcabouço adequado de dados coletados em uma mesma escala de interpretação, necessitam ser estabelecidos a priori. Isso faz com que os temas de pesquisa ainda necessitem de um tempo de adaptação e estruturação para se ajustar o diálogo entre as disciplinas diante de um determinado problema socioambiental complexo, que necessariamente exige uma reflexão sob um olhar acadêmico plural.

É natural e esperado que alguns temas que ainda possam ser considerados disciplinares, na verdade são etapas de construção de conhecimento, até que as escalas estejam adequadas e ajustadas para o início de uma análise científica integrada. Por exemplo, a compreensão dos padrões climáticos regionais e locais que interferem em questões de sazonalidade e eventos extremos climáticos, e que podem causar impactos em assentamentos

urbanos, acontece em uma dinâmica de evolução do conhecimento diferente do entendimento das questões culturais, históricas, escolhas, planejamento e tendências de parte da sociedade que está sob o efeito de tais fenômenos naturais. Calibrar as informações pertinentes à determinada situação para que a análise e a abordagem interdisciplinares tornem-se mais eficazes, faz parte do processo de construção do conhecimento e estratégia de pesquisa em ciências ambientais. Necessariamente este processo induz ao diálogo entre os agentes produtores de informação, e o conhecimento gerado tende a ser um estado de compreensão mais abrangente, interconectando o entendimento dos fenômenos e criando um senso comum sobre determinada causa e respectivo efeito. Este ambiente de discussão permite, assim, a visão coletiva por parte do corpo docente e discente nos vários níveis de formação, fortalecendo o processo de pesquisa interdisciplinar.

A importância do Programa de Ciências Ambientais (PPGCA) no contexto socioambiental contemporâneo da Amazônia

Estamos em uma região de superlativos e contrastes enormes, tanto do ponto de vista ambiental quanto social. Para Toledo (2014), as ciências ambientais passam por um duplo desafio – o de “correr contra o tempo”, com a tarefa de documentar, e o de se deter em profunda reflexão e análise crítica do seu próprio papel na busca da qualidade de vida e do ambiente regional. Assim, esforços multidisciplinares como o PPGCA ocupam hoje um espaço reconhecidamente importante, principalmente devido à complexidade das questões sobre sustentabilidade econômica e ambiental, e a necessidade da busca de soluções para os inúmeros problemas ambientais.

O estudo dos problemas ambientais da Amazônia com enfoque interdisciplinar e integrado não é tarefa fácil. Isso significa que o aprofundamento de conceitos, métodos e técnicas de pesquisa científica, e a formação de recursos humanos para a pesquisa e a docência no domínio das Ciências Ambientais exigem um esforço hercúleo. O Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPCA), aprovado pela CAPES em 2005, foi concebido com o objetivo de formar recursos humanos especializados no estudo dos problemas ambientais da Amazônia, com foco nas mudanças do uso da terra e do clima que afetam

o funcionamento biogeoquímico e físico da Amazônia e as condições sociais da região. Foi o primeiro curso de pós-graduação em Ciências Ambientais da região, adotando a interdisciplinaridade como norteamento das linhas de pesquisa, igualmente adotada na sua viabilidade interinstitucional, por meio da parceria firmada entre três importantes instituições científicas – a Universidade Federal do Pará, o Museu Paraense Emílio Goeldi e a Embrapa Amazônia Oriental, reconhecidas por sua atuação científica na Amazônia.

Desde a sua implantação, em agosto de 2005, o PPGCA já formou 114 mestres, e neste ano estará formando seus primeiros doutores.

A preocupação do PPGCA nesta década de atuação, além de construir uma base acadêmica sólida nas áreas de atuação do seu corpo de pesquisadores, foi a de capacitar futuros profissionais da academia no enfoque multidisciplinar, voltados a entender e a refletir sobre a região.

Para integrar as dimensões inerentes às relações sociedade-natureza foram estabelecidas duas linhas de pesquisa. A primeira, Física do Clima, trata dos fatores físicos do clima interferindo e sofrendo interferência do ecossistema natural, e a compreensão das interações com as sociedades, levando-se em conta a multiplicidade das causas e efeitos que influenciam nas mudanças dessas relações, decorrentes dos processos de desenvolvimento. A segunda, Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais, trata da análise das dinâmicas complexas estabelecidas entre o meio ambiente e os grupos sociais, através dos impactos ecológicos, sociais e econômicos desencadeados pelo desenvolvimento agrícola e industrial, além da inserção das grandes cidades neste contexto. Dessa forma, optou-se por criar um ambiente acadêmico apropriado à reflexão sobre a relação da sociedade com o meio ambiente amazônico, tanto em escala regional quanto global.

O reconhecimento obtido e a posição de liderança que o PPGCA exerce na área das ciências ambientais no contexto regional, e porque não dizer nacional, vem exigindo um esforço redobrado para atender às expectativas geradas por esse processo. A evolução do Programa é notória, e podemos citar diversos avanços, como o incremento do processo de internacionalização, por meio da cooperação do sistema OEA para seleção de estudantes da África e da América latina; a promoção de eventos científicos; o aumento do número de publicações e, principalmente, a sua inserção social e nas políticas públicas.

Estrutura do Livro

Este primeiro volume da série “Amazônia em Tempo” apresenta artigos de referência de pesquisadores convidados e o conhecimento gerado por discentes do PPGCA, juntamente com seus orientadores, e por doutorandos do Programa de Biodiversidade e Biotecnologia da Rede Bionorte e do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA), que possuem expressividade nos estudos que tratam de temas que envolvem questões pertinentes às Ciências Ambientais e áreas afins (Figura 2).

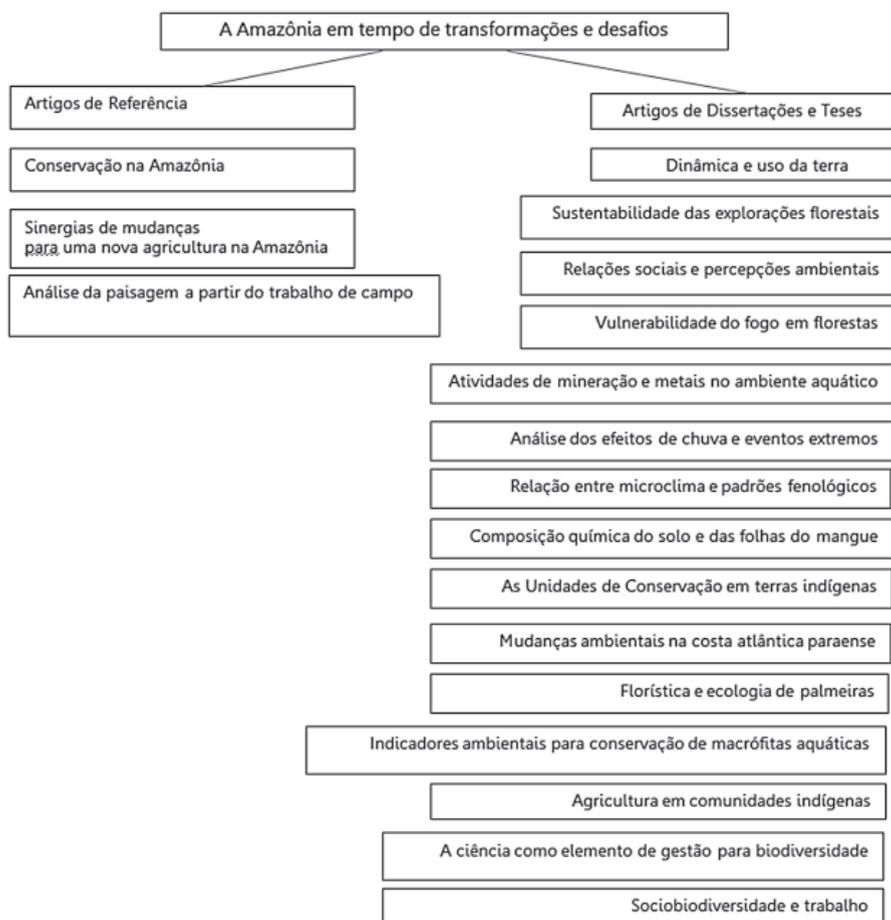


Figura 2. Estrutura do livro destacando os títulos dos artigos de referência e dos artigos produzidos a partir de dissertações e teses.

ações de conservação dos processos naturais nas várias escalas, do organismo ao bioma, é o grande desafio da sociedade moderna.

Assim, *Philip Fearnside* apresenta a sua visão sobre o papel da ciência como motor de críticas e sugestões aos impactos e suas soluções para os projetos de infraestrutura na Amazônia, com olhar interdisciplinar, para entender as complexas relações de interesses que hoje circulam na região. Assim como mostrado na figura 1, o palco das tensões na Amazônia é multiescalar, às vezes sobrepostas e relacionadas, e o autor analisa as causas e efeitos desses processos para o bem-estar ambiental.

Com uma visão mais focada sobre a otimização dos recursos e uso do conhecimento sobre as possibilidades de produção agrícola, *Alfredo Homma* analisa a dinâmica das atividades rurais para os sistemas de florestas preservadas e as áreas de produção. O autor reforça a necessidade de compatibilizar escalas de produção, avaliação dos impactos positivos e negativos das atividades econômicas na Amazônia, além de estabelecer uma visão de médio e longo prazo sobre os desenhos dos territórios na lógica da sustentabilidade econômica e ambiental, em bases sólidas de informação e conhecimento providos pela academia.

Como parte fundamental do processo de pesquisa científica sobre questões amazônicas, as atividades de coleta de informações em campo de forma adequada e eficiente ocupa uma posição de destaque. Com este mote, *Márcia Pimentel* demonstra a importância do entendimento dos processos de pesquisa de campo, suas correlações com o avanço do conhecimento, além de apresentar um roteiro de orientações para as atividades de campo.

Os trabalhos do corpo discente e docente do PPGCA nesta obra iniciam com o estudo de *Márcia Barros e colaboradores* sobre as dinâmicas de uso e cobertura numa área de endemismo da Amazônia Oriental. Este trabalho tem como pano de fundo uma visão da biogeografia, que inclui informações dos processos evolutivos da biota circunscrita a uma determinada região geográfica de interflúvio, incorporando informações sobre os processos históricos e padrões de ocupação dos espaços na construção de territórios agrícolas. As análises efetuadas com base em métodos de sensoriamento remoto demonstram o mosaico dos espaços de produção e conservação, que são fundamentais para a avaliação e subsídio de políticas públicas sobre a sustentabilidade dos espaços rurais na Amazônia.

Na mesma linha de pesquisa, utilizando os sistemas de informações geográficas como subsídios das análises das atividades humanas, *Iranilda Moraes e colaboradores* apresentam um estudo focado no impacto da exploração madeireira. Suas análises permitem avaliar questões importantes sobre a emissão de gases de efeito estufa, pelos estoques de carbono incorporados na madeira explorada, assim como avaliar a importância do conhecimento científico para a melhoria do manejo de recursos, com enfoque na sustentabilidade.

A visão sobre o papel do conhecimento tradicional nos vários ecossistemas da Amazônia é parte do componente e universo de análise em estudos voltados à sustentabilidade ambiental. Integrar informações dos campos das ciências sociais e naturais ainda é um desafio nas várias esferas do trabalho interdisciplinar. Neste contexto é que *Elena Carvalho* apresenta informações e interpretações relevantes sobre a interação homem-ambiente em uma Reserva Extrativista na costa paraense, contribuindo para uma visão mais integradora sobre o papel e visão das comunidades pesqueiras e a dimensão ecológico-econômica do uso dos recursos naturais.

Entender a dimensão do impacto das atividades antrópicas em suas diferentes escalas no meio ambiente amazônico exige um enfoque interdisciplinar, não apenas para mensurar suas causas e efeitos, mas para inserir o fenômeno estudado num contexto histórico-econômico. Com isto, as análises são mais robustas, e a busca e eficácia das soluções de possíveis impactos tornam-se mais positivas. *Carla Costa e colaboradores* apresentam um estudo usando diferentes técnicas e enfoques disciplinares sobre as queimadas e sua vulnerabilidade em florestas da região do Médio Amazonas. Um dos aspectos salientados na análise é a importância das boas práticas de uso e manejo do fogo nas áreas de produção, visando minimizar os impactos em sistemas florestais naturais e matas secundárias.

O papel desempenhado pelo sistema de produção mineral é expressivo na economia regional da Amazônia. Pelas suas dimensões e abrangência territorial, os impactos ambientais são igualmente relevantes. Estudos sobre os efeitos desta atividade são desenvolvidos em várias frentes do conhecimento científico, onde a visão interdisciplinar novamente apresenta uma vantagem para entender o sistema, seus impactos e propor soluções de mitigação. *Hilciana e colaboradores* constroem um corpo de informações sobre o comportamento do mercúrio nos sistemas físico e biológico na região do Médio Amazonas. Estes trabalhos são

fundamentais para monitorar os impactos da atividade mineradora, além de contribuir para o entendimento dos efeitos do acúmulo dos resíduos químicos produzidos pela extração artesanal de ouro no ambiente.

As mudanças climáticas globais têm sido o foco dos estudos de um grande segmento da academia, voltado ao entendimento das ciências do sistema terrestre. As variações sazonais de temperatura e precipitação, e os eventos climáticos extremos causam efeitos de escala diferenciada em diversas regiões do globo. Especificamente na Amazônia, onde parte significativa da população habita em assentamentos precários ou de infraestrutura urbana não adequada, entender os efeitos dos extremos climáticos é um processo importante de contribuição científica para subsidiar políticas públicas. Neste sentido, *Flávio Santos e colaboradores* apresentam um estudo abrangente da bacia hidrográfica urbana da maior metrópole amazônica, utilizando métodos interdisciplinares no mapeamento das áreas críticas sujeitas a alagamentos e inundações na cidade de Belém.

A compreensão dos fenômenos ecológicos em ambientes naturais faz parte de uma etapa inicial na busca do entendimento dos impactos das mudanças climáticas globais nos ecossistemas. A interpretação das relações planta-solo-clima está no centro do processo de pesquisa sobre as alterações ambientais e a resposta da biota a essas mudanças. *Laura Ferreira e colaboradores* contribuem neste campo do conhecimento trazendo dados sobre a influência das variações climáticas nos padrões fenológicos de várias espécies vegetais e de fungos.

Com um mesmo enfoque sobre o estudo em escala local dos fenômenos associados à relação planta-solo, *Bruno Nascimento e colaboradores* analisam o papel do ciclo de nutrientes em manguezais. A compreensão do comportamento e resposta dos organismos em diferentes períodos climáticos contribui na aferição dos limites de resiliência às possíveis mudanças ambientais. Com o foco de análise em áreas de manguezal, ambientes essenciais para o funcionamento e equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e terrestres adjacentes, contribui para o arcabouço do conhecimento do sistema natural, que é um aspecto relevante para estudos do sistema terrestre.

Como apontado anteriormente neste texto, a tomada de decisão sobre questões ambientais que influenciam na composição do território, relacionadas às áreas de conservação *versus* uso para produção agropastoril, depende de um amplo espectro de estudos. Com relação às Unidades de

Conservação, *Tássia Nunes e colaboradores* analisam o impacto do desmatamento nesses espaços destinados à conservação e analisam a situação e eficácia das ações adotadas para conter os avanços de supressão florestal em diferentes locais na Amazônia. Análises de amplitude regional trazem as questões da coordenação das políticas ambientais em larga escala. Estudos nesta direção contribuem para o esclarecimento e avaliação crítica das políticas de desenvolvimento e reflexão sobre a importância da Amazônia para a sustentabilidade no âmbito nacional.

No contexto da conservação e sustentabilidade, *Adrielson Furtado* discorre sobre as principais mudanças ocasionadas pelas políticas públicas desenvolvimentistas e seus impactos socioambientais e econômicos na Costa Atlântica Paraense nos últimos 50 anos, com ênfase nas praias de Ajuruteua (Bragança), Atalaia (Salinópolis) e Crispim (Marapanim). O estudo aponta que o potencial para diversos usos, a carência de estudos detalhados e o descumprimento de normas jurídicas ambientais pelo poder público e privado contribuíram para essas mudanças e os impactos ambientais, econômicos e sociais, principalmente em decorrência da abertura de estradas, urbanização e turismo predatório.

Visando ampliar e evidenciar a interdisciplinaridade na área de Ciências Ambientais, associada a temas e abordagens de áreas afins, realizadas por doutorandos sob a orientação de docentes do PPGCA que atuam em outros programas, temos os trabalhos de *Adriana Paula Souza*, que apresenta a avaliação florística e os padrões ecológicos de palmeiras em duas Unidades de Conservação urbanas. A análise de *Maria das Neves Pinheiro* sobre a influência da morfologia e da morfometria dos lagos como indicadores de conservação ambiental das macrófitas aquáticas. O estudo de *Márcia Falcão e colaboradores* sobre a aptidão agrícola em terras indígenas no estado de Roraima. O trabalho de *Benedita Barros* apresenta um panorama das pesquisas desenvolvidas no âmbito de instituições de ensino superior e de ciência e tecnologia e suas contribuições na gestão da biodiversidade em Unidades de Conservação do estado do Pará. Finalizando a coletânea, o trabalho de *Iraneide Silva e Edna Castro* tratam da dimensão econômica da sociobiodiversidade ao investigar as formas de organização do trabalho e de geração de renda nos fluxos comerciais de produtos florestais não madeireiros de valor alimentar, medicinal, ornamental, artesanal inseridos no mercado local de Belém (PA) e seus reflexos na reprodução social de segmentos urbanos.

Referências

Santos Júnior, R. A. O. 2014. Notas sobre o dualismo sociedade/natureza e o papel das ciências sociais na questão ambiental. In: Vieira, I. C. G.; Toledo, P. M.; Santos, R. A. O. (Orgs.). **Ambiente e sociedade na Amazônia** – uma abordagem interdisciplinar. São Paulo: Garamond, p. 79-100.

Souza, E. B.; Rocha, E. J. P. 2014. Climatologia, variabilidade e tendências do clima atual na Amazônia e em cenários futuros de mudanças climáticas. n: Vieira, I. C. G.; Toledo, P. M.; Santos, R. A. O. (Orgs.). **Ambiente e sociedade na Amazônia** – uma abordagem interdisciplinar. São Paulo: Garamond, p. 295-312.

Toledo, P. M. 2014. Interdisciplinaridade: aspectos teóricos e questões práticas. In: Vieira, I. C. G.; Toledo, P. M.; Santos, R. A. O. (Orgs.). **Ambiente e sociedade na Amazônia** – uma abordagem interdisciplinar. São Paulo: Garamond, p. 25-51.

Vieira; I. C. G.; Toledo, P. M.; Santos Júnior, R. A. O. 2014. Interdisciplinaridade e os estudos das questões socioambientais da Amazônia. n: Vieira, I. C. G.; Toledo, P. M.; Santos, R. A. O. (Orgs.). **Ambiente e sociedade na Amazônia** – uma abordagem interdisciplinar. São Paulo: Garamond, p. 13-21.

Pesquisa sobre conservação na Amazônia brasileira e a sua contribuição para a manutenção da biodiversidade e uso sustentável das florestas tropicais

Philip M. Fearnside

RESUMO

A pesquisa sobre a conservação tem um papel importante na manutenção da biodiversidade e em opções de uso sustentável na Amazônia. No entanto, a pesquisa interage com os tomadores de decisão e a sociedade civil sobre como as escolhas de desenvolvimento são feitas, e o processo de decisão muitas vezes não é guiado por prioridades identificadas através da pesquisa. Oportunismo, por exemplo, na criação de áreas protegidas, frequentemente precipita a ação de conservação. No entanto, a existência de investigação desempenha um papel essencial no fornecimento da justificativa para proteção quando surgem oportunidades. Em alguns casos, a pesquisa pode induzir as áreas em estudo ao *status* de protegida e pode classificar a prioridade 'científica' de áreas para proteção da biodiversidade. Ela também pode ajudar a quantificar os benefícios de conservação para outros serviços ambientais, tais como o armazenamento de carbono e a ciclagem de água. Estes serviços ambientais são importantes como base potencialmente sustentável e ambientalmente benéfica para a população rural na Amazônia, em contraste com a economia atual que é baseada quase inteiramente na destruição da floresta. O ritmo da destruição é rápido, apesar de declínios nas taxas de desmatamento no Brasil desde 2004. O desmatamento está longe de ser controlado, e a degradação florestal está ainda mais distante desse ideal. A redução pela queda da taxa de perda de floresta entre 2004 e 2008 é praticamente todo explicado pelo declínio temporário nos preços das *commodities*, enquanto grande parte do declínio desde 2008 é dependente de medidas que poderiam ser revertidas por uma mera "canetada". Um grupo político poderoso "ruralista", que representa o agronegócio e grandes proprietários de terras, está pressionando para fazer exatamente isso. O governo brasileiro também tem grandes planos para estradas, barragens e outras infraestruturas que implicam em maior desmatamento. A pesquisa em conservação tem um lugar chave para ajudar a quantificar os custos ambientais, sociais e econômicos da destruição da floresta, antes que seja tarde demais para evitar o pior desses impactos. A pesquisa também é importante na identificação do modo em que as florestas tropicais são mantidas ou perdidas como resultado de decisões como a criação de áreas protegidas de diferentes tipos, a construção de projetos de infraestrutura e a implementação de várias intervenções de políticas públicas para desencorajar o desmatamento e incentivar alternativas sustentáveis.

Introdução: conservação *versus* destruição na Amazônia

A história da pesquisa de conservação na Amazônia brasileira contém muitas lições para outras áreas tropicais, e oferecem alguns exemplos de casos de sucesso que podem ser aplicados em outros lugares para evitar erros. A bacia amazônica cobre 7.003.067km², dos quais 67,9% estão no Brasil, 9,8% na Bolívia, 8,8% no Peru, 1,6% no Equador e 6,4% na Colômbia; além disso, uma região conhecida como “grande Amazônia”, com condições ambientais semelhantes, engloba partes da Venezuela, Guiana, Suriname e Guiana Francesa (Mardas et al., 2013).

No Brasil, a área administrativa denominada “Amazônia Legal”, de 5×10^6 km², foi estabelecida desde 1953, abrangendo a totalidade ou parte de nove estados (Figura 1). Vários incentivos fiscais, programas de desenvolvimento e normas ambientais se aplicam a esta área. Cerca de três-quartos da Amazônia Legal “originalmente” foram cobertos pela floresta amazônica (ou seja, na época que os europeus chegaram ao Brasil em 1500). O quarto restante é, principalmente, vegetação de cerrado. Até 2004, as ações de conservação do Brasil na Amazônia invariavelmente se aplicavam à Amazônia Legal, mas muitas das ações desde então têm se aplicado preferivelmente ao “Bioma Amazônia”. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) oficialmente, divide o país em seis biomas: Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampase Pantanal (Brasil, IBGE, 2012). O Bioma Amazônia abrange 4.196.943 km² (Brasil, IBGE, 2004). Além de floresta, 4% da área de vegetação original era composta por vários tipos “não florestais” de vegetação, principalmente savanas amazônicas. A maior área de savana amazônica é o “lavrado”, em Roraima (Barbosa et al., 2007).

O primeiro monitoramento por satélite do desmatamento cobriu a floresta na Amazônia Legal brasileira em 1978, e tem sido anual desde 1988 (com a única exceção de 1994).

O monitoramento é feito pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) desde 1988 por imagens LANDSAT-TM com resolução espacial de 30 m (embora seja degradada até uma resolução de 60 m para calcular a área desmatada). Desde 2014, o Programa de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia (PRODES) está sendo estendido para cobrir o Cerrado, incluindo tanto o Cerrado dentro da Amazônia Legal e o restante do Bioma Cerrado. Em alguma data futura a cobertura será

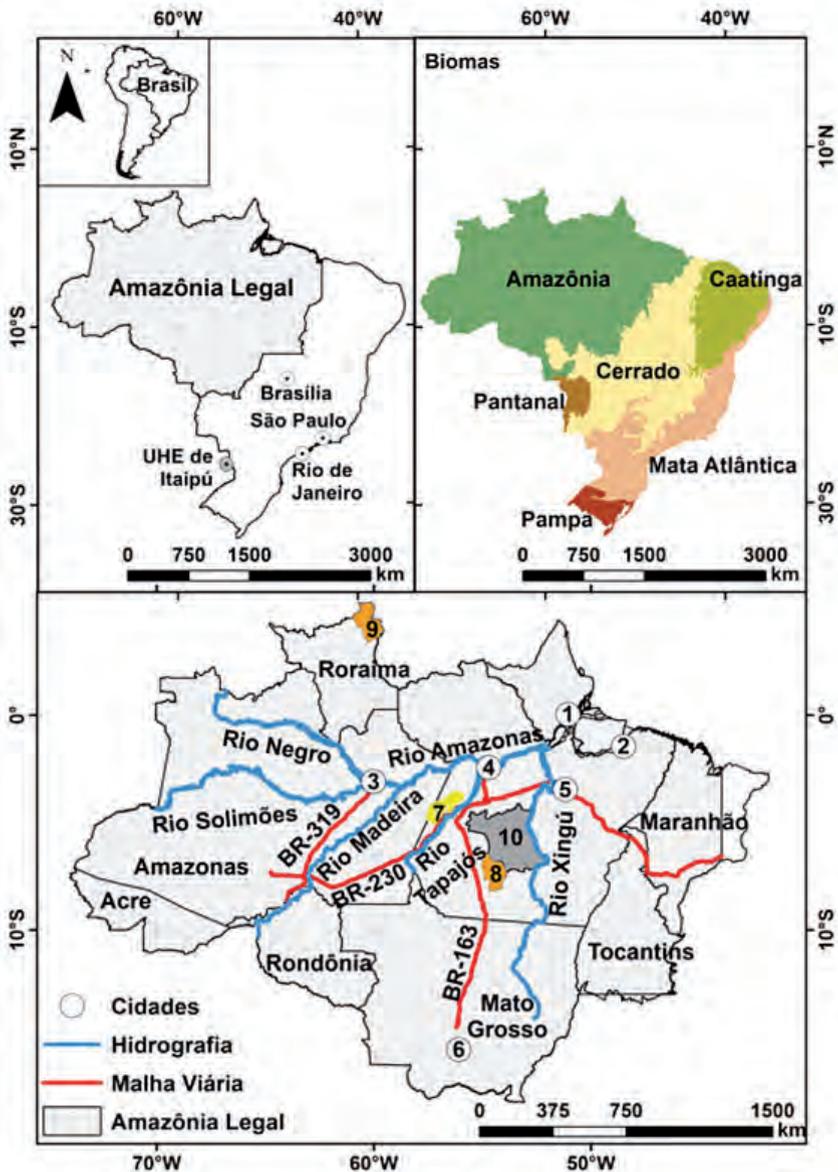


Figura 1. Amazônia brasileira com locais mencionados no texto.

estendida para os outros quatro biomas brasileiros. O lançamento e a interpretação dos dados do Programa PRODES foram objeto de diversos problemas e pressões políticas no passado (Fearnside, 1997a), mas nos últimos anos o programa tem sido muito mais transparente. O Brasil está muito à frente de outros países tropicais em capacidade de monitoramento por satélite, e isto é fundamental nos esforços para compreender e controlar o desmatamento na Amazônia.

O ritmo de destruição da floresta amazônica é rápido (5.843 km²/ano em 2013), apesar de um declínio na taxa de desmatamento anual do Brasil em um total de 79% desde 2004. O desmatamento está longe de ser controlado, e a degradação florestal está ainda mais distante desse ideal. A redução da taxa de perda de floresta entre 2004 e 2008 foi praticamente explicada pela queda temporária dos preços das *commodities* (Assunção et al., 2012), enquanto que muito do declínio desde 2008 é dependente de medidas que poderiam ser revertidas por uma mera "canetada". Como será explicado mais adiante, um grupo político poderoso "ruralista", que representa o agronegócio e grandes proprietários de terras, está pressionando para fazer exatamente isso. O governo brasileiro também tem grandes planos para estradas, barragens e outras infraestruturas que implicam em maior desmatamento (Fearnside, 2014a, b).

Oportunismo versus priorização científica

A proteção da biodiversidade requer uma interação entre a comunidade científica e grupos de vários tipos: os tomadores de decisão responsáveis pela criação e manutenção de reservas e os grupos ou indivíduos na sociedade civil, cujas demandas e pressão são, em maior ou menor medida, refletidas em ações de governo. Em alguns casos, as empresas privadas podem representar uma influência adicional, mas a influência de grupos empresariais é muitas vezes negativa, influenciando governos para bloquear a criação de reservas (como refletido nas atuais propostas legislativas por "ruralistas" no Congresso Nacional brasileiro). As decisões do governo, tanto em nível nacional e subnacional, geralmente são a chave para a criação de reservas. Apesar da urgência da criação de áreas protegidas antes que a oportunidade seja perdida na prática, a criação de novas áreas tem sido praticamente paralisada desde 2008, em nível federal e estadual.

O papel da pesquisa é importante, mas as muitas chamadas para os tomadores de decisão “ouvirem os pesquisadores” não refletem a natureza da interação entre esses grupos. A pesquisa é necessária para identificar os valores da biodiversidade em áreas que podem ser convertidas em reservas, bem como para a estimativa de outros serviços ambientais (tais como o armazenamento de carbono e a ciclagem de água) e do grau de ameaça que afetam cada área. Uma linha de pesquisa em priorização “científica” de potenciais reservas se encontra em andamento há anos.

Em 1979, o departamento de parques nacionais do Brasil, então uma parte do Instituto Brasileiro do Desenvolvimento Florestal (IBDF), adotou uma abordagem sistemática para priorização com base na identificação dos tipos de vegetação que careciam de proteção (Pádua & Quintão, 1982). O levantamento indicou os tipos desprotegidos de vegetação na Amazônia Legal, mas quando se percebeu que cerca de dois terços do custo para proteger essas áreas seria apenas no Estado de Mato Grosso, onde o desmatamento era bem avançado e a obtenção de terras para reservas seria muito cara, a decisão foi simplesmente para não criar reservas em Mato Grosso e usar os recursos disponíveis para reservas em outros lugares na Amazônia Legal.

Em 1990, a organização não governamental (ONG) Conservação Internacional organizou um seminário em Manaus (“Workshop 90”) para sistematizar a opinião de especialistas e os dados disponíveis sobre prioridades para a criação de áreas protegidas na Amazônia brasileira (Rylands, 1990). Uma análise de lacunas utilizou as ferramentas recentemente disponíveis de sistemas de informação geográfica (GIS) para estimar a área protegida e desprotegida de cada tipo de vegetação em cada estado da Amazônia Legal, com base no mapa de vegetação do Brasil, em escala 1:5.000.000 (Fearnside & Ferraz, 1995). O exercício indicou uma série de áreas candidatas para proteção, com o objetivo de proteger alguma parte de cada tipo de vegetação em cada um dos nove estados da região. As áreas escolhidas tentaram minimizar o número de reservas para alcançar este objetivo, escolhendo os locais onde ocorrem mais de um tipo de vegetação desprotegida nas proximidades. As escolhas também procuravam evitar conflitos e obstáculos conhecidos. Uma consideração adicional foi sugerida por Peres e Terborgh (1995) em uma proposta que iria organizar as prioridades por bacia hidrográfica e dar ênfase às áreas que sejam mais defensáveis do ponto de vista de acesso

físico. O tamanho das reservas também é importante, e muitas considerações sobre a biodiversidade exigem grandes áreas contínuas (Peres, 2005).

Em 1995, a Agência dos EUA para o Desenvolvimento Internacional (USAID) contratou a World Wildlife Fund (WWF-US) para produzir um ranqueamento para a prioridade de conservação na América Latina e o Caribe, que foi publicado pelo Banco Mundial (Dinerstein et al., 1995). Além do número de espécies (riqueza de espécies) e outros índices de diversidade de espécies dentro de um determinado habitat (diversidade alfa), o ranking leva em conta a diversidade beta, ou a substituição das espécies ao longo de gradientes ecológicos. A diversidade beta varia consideravelmente em toda a Amazônia, sendo mais alta perto dos Andes e diminuindo na medida em que se desloca em direção leste (Steege et al., 2003, 2006). Vários critérios além da diversidade também foram aplicados para dar prioridade às áreas ameaçadas e aos ecossistemas que são exclusivos ou precisam de proteção para conseguir uma representação regional. O resultado foi que mais florestas amazônicas tinham suas prioridades reduzidas, em deferência aos ecossistemas ameaçados em outros lugares (Fearnside, 1997b, 2013a).

Em 1999, foi convocada uma reunião em Macapá que reuniu 220 pesquisadores, ambientalistas e outros profissionais para sugerir prioridades para áreas protegidas (ISA et al., 1999; Capobianco et al., 2001). Mapas de prioridades foram preparados para diferentes grupos taxonômicos. A falta de conhecimento a respeito de grandes áreas geográficas para alguns grupos resultou em áreas pouco estudadas, sendo atribuídas prioridade como medida de precaução. O problema da densidade de coleta muito desigual para amostragem da biodiversidade, como refletido, por exemplo, por exicatas botânicas, é um aspecto persistente no mapeamento da biodiversidade, em locais próximos de importantes centros de pesquisa, como Manaus e Belém, inevitavelmente identificados como altamente biodiversos, enquanto áreas mal coletadas em outros lugares são indicadas como menos biodiversas (Nelson et al., 1990). Atribuir prioridade para áreas pouco conhecidas representa uma tentativa de combater esse viés. O número de áreas identificadas na reunião de Macapá foi muito grande, em comparação com recursos financeiros e vontade política para a criação das reservas: 265 áreas de "prioridade extrema" e 105 áreas de

“prioridade muito alta”. As “prioridades de Macapá” se tornaram a base para o Programa Nacional de Diversidade Biológica (PRONABIO) (Albernaz & De Souza, 2007; Brasil, MMA, 2002).

Em 2000, um trabalho realizado por Norman Myers e colegas propôs os “hotspots” (“pontos quentes”) como uma base para o estabelecimento de prioridades de conservação global (Myers et al., 2000), assim como na classificação de Dinerstein et al. (1995) foi dada prioridade extra aos ecossistemas com base no grau de ameaça. O Cerrado e a Mata Atlântica do Brasil foram classificados como *hotspots*, mas a Amazônia não.

Uma análise da vegetação no Bioma Amazônia feita por Leandro Ferreira usando GIS (Ferreira, 2001; Ferreira et al., 2001, 2008) tem sido fundamental para prover justificativa para a criação de áreas protegidas, especialmente aquelas sob proteção integral. Este foi um argumento chave levando à criação do Parque Nacional Tumucumaque em 2002 no estado do Pará, na fronteira do Brasil com o Suriname. Com 38.874 km², é hoje o maior do Brasil. Algoritmos de priorização de conservação desenvolvidos na Austrália por Robert Pressey (por exemplo, Pressey et al., 1996) foram aplicados para a várzea no Pará por Albernaz et al. (2007).

Um anúncio presidencial em 1998 divulgou a criação do projeto Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), que inicialmente era conhecido como PROAPAM (Programa para Expansão das Áreas de Proteção Ambiental) (Fearnside, 2003). O programa estabeleceu uma meta de proporcionar proteção integral para 10% de cada ecossistema, esta percentagem incluindo “áreas núcleo” delimitadas nos planos de gestão para unidades de conservação na categoria de uso sustentável. O anúncio presidencial de uma meta de 10% foi uma resposta a uma chamada para esse objetivo pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF-Internacional) e o Banco Mundial, como parte da campanha “Florestas para a Vida”. O programa foi importante em estimular a criação de reservas, e os objetivos de porcentagem foram cumpridos em grande parte na Amazônia. As áreas protegidas no programa ARPA foram importantes na redução da perda de floresta (Soares-Filho & Dietzsch, 2008; Soares-Filho et al., 2010).

Além dos esforços em larga escala no mapeamento e priorização, a existência de estudos de campo sobre a biodiversidade e os processos ecológicos em locais específicos, às vezes podem fazer com que locais

de estudo ganhem *status* de protegidos. Um exemplo é a área do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (BDFFP), ao norte de Manaus, onde este projeto em grande escala realizado pela Smithsonian Institution e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) tem trabalhado desde 1979 (Bierregaard et al., 2001; Laurance & Bierregaard, 1997; Laurance & Peres, 2006). Um exemplo muito menor onde a presença de pesquisa contribuiu é a Reserva de Pesquisa Ecológica de Ouro Preto do Oeste, do INPA, localizada em uma área fortemente desmatada no estado de Rondônia (Fearnside, 1984).

A pesquisa é importante na identificação de lacunas na proteção da biodiversidade e dos valores relativos de uma área contra outra. No entanto, a decisão real para criar uma área protegida é, frequentemente, o resultado de oportunismo, ao invés de ser dirigida para uma área de prioridade especial identificada pela pesquisa. Um exemplo da importância da pesquisa em fornecer a justificativa para transformar uma oportunidade em uma reserva, na realidade, é evidenciado pelas seis reservas criadas na "Terra do Meio" (sem considerar "áreas de proteção ambiental", ou "APAs", que têm proteção insignificante). A Terra do Meio é uma área no Pará central do tamanho da Suíça, que tem permanecido, em grande parte, fora do controle do governo brasileiro (por exemplo, Escada et al., 2005; Taravella, 2008). A oportunidade surgiu em 2005, na sequência do assassinato da irmã Dorothy Stang, que foi uma missionária católica defensora dos pobres e do meio ambiente na área de Anapu, Pará, na Rodovia Transamazônica. Ela foi assassinada por um pistoleiro contratado por fazendeiros locais (mais tarde condenados). O pico momentâneo da preocupação pública com o ambiente na Amazônia nas semanas seguintes abriu uma oportunidade de criar reservas na Terra do Meio. Um estudo já havia sido preparado pelo Instituto Socioambiental (ISA) propondo um "mosaico" de áreas protegidas da Terra do Meio (ISA, 2003), mas a proposta não tinha sido implementada porque foi considerada politicamente inviável. Uma vez possuindo a justificativa técnica na mão, no momento crítico foi possível criar as reservas. A existência dos estudos torna possível "correr com a bola quando a tiver". As áreas protegidas parecem ter tido algum efeito em evitar o desmatamento e desencorajar a "grilagem", ou seja, a apropriação ilegal de terras por grandes fazendeiros e especuladores (Da Silva & Silva, 2013).

Fraqueza de parques e reservas

A maioria das pessoas assume que, uma vez que é criada uma área protegida, ela estará lá para sempre. Infelizmente, isso não é necessariamente o caso, e o governo pode totalmente ou parcialmente extinguir reservas com relativa facilidade. Talvez o caso mais conhecido no Brasil seja a extinção do Parque Nacional das Sete Quedas, para abrir caminho para o projeto hidrelétrico de Itaipu em 1982, entre outros exemplos (e.g., Fearnside & Ferreira, 1984). Mais recentemente, em 2012, algumas partes foram cortadas do Parque Nacional da Amazônia e de cinco outras áreas protegidas para remover impedimentos às barragens planejadas na bacia do rio Tapajós, no Pará. Essas áreas protegidas foram reduzidas por decreto presidencial temporário (MP 558, de 06 de janeiro de 2012), que mais tarde foi promulgada em lei (n.º 12.678/2012), em julho de 2012. As áreas protegidas foram reduzidas antes que fossem completados os Estudos de Viabilidade das barragens, e muito menos o Estudo de Impacto Ambiental (EIA), licenciamento e aprovação. Remover partes das reservas sem estudos e consultas viola tanto a Constituição Brasileira como a legislação ambiental (Araújo et al., 2012).

As áreas indígenas são essenciais para a manutenção da biodiversidade, e defender a sua integridade é, portanto, uma questão central. O sucesso relativamente grande de áreas indígenas na resistência contra o desmatamento não é tanto devido à defesa ativa pelos povos indígenas, apesar de sua presença ser uma característica importante, e mais eficaz do que guardas empregados pelo Governo. O que impede que áreas indígenas sejam invadidas é, principalmente, a suposição por invasores em potencial de que aqueles que tentam invadir as áreas não serão bem-sucedidos na obtenção de um título de terra. Se fosse mudar essa percepção para uma de impunidade, como é o caso da maior parte das terras públicas na Amazônia, o resultado seria desastroso para os povos indígenas e para a biodiversidade. Infelizmente, houve alguns eventos que contribuíram para uma mudança nas percepções. Um deles é o caso da Terra Indígena Baú, no Pará. Os invasores nas proximidades da Rodovia BR-163 (Santarém-Cuiabá) invadiram parte da reserva e, em vez de serem sumariamente removidos sem compensação, como teoricamente seria a política do governo, estes foram recompensados por terem invadido a área e as suas posses foram legalizadas (ver Fearnside, 2007). Uma questão-chave neste momento é o caso da Terra

Indígena Raposa/Serra do Sol, em Roraima. Uma parte da área tinha sido ocupada por agricultores de arroz em grande escala, que, depois de uma batalha judicial, há muito tempo, finalmente foram removidos em 2013, após um vídeo de violência contra os índios por jagunços contratados pelos agricultores, que se tornou um escândalo nacional. Os “ruralistas” nas principais áreas de produção de soja do Brasil apoiam os agricultores de arroz que foram expulsos da Terra Indígena (e. g., Mazui, 2013), e continuam se esforçando para recuperar a área através da crescente influência política da bancada ruralista.

Recuperação de áreas degradadas *versus* proteção da floresta

Convocações para mais ações pela recuperação de áreas degradadas são comuns nas discussões sobre a Amazônia e os impactos do desmatamento. Embora as cabeças sempre acenem de acordo quando esta “pedra de toque” é mencionada, uma consideração mais cuidadosa desta opção é necessária no caso da Amazônia. A maior parte da floresta da Amazônia brasileira ainda está de pé, embora uma parcela significativa do que sobrou tem sido submetida a alguma forma de distúrbio recente. A área de floresta desmatada até 2013 totalizou 765.354 km² (Brasil, INPE, 2014), ou 19,8% dos 3,87 milhões de km² originalmente florestados entre os 5 milhões de km² da Amazônia Legal. Evitar a destruição da floresta restante tanto quanto possível, deve ser a primeira prioridade, e as oportunidades para fazer isso por meio da criação de áreas protegidas são altamente dependentes do tempo, aumentando rapidamente a dificuldade de criar essas áreas na medida em que a ocupação avança. O custo financeiro da recuperação de um hectare de área degradada é muito maior do que o custo de evitar o desmatamento de um hectare de floresta nativa, e o benefício em termos de biodiversidade, água e carbono é muito menor, uma vez que os recursos financeiros disponíveis para ações ambientais são sempre limitados e insuficientes, o valor gasto para recuperar terras degradadas implica em menos recurso para evitar o desmatamento. A grande vantagem da recuperação de áreas degradadas como uma opção é que todos são a favor, enquanto evitar o desmatamento pode contrariar poderosos interesses econômicos. A criação de áreas protegidas representa o meio mais duradouro e eficaz de evitar o desmatamento e deve ser a prioridade. A recuperação de terras degradadas pode se tornar uma prioridade sob outras circunstâncias, como é o caso da Mata Atlântica, onde permanecem

apenas pequenos fragmentos de floresta original. No entanto, esse dia ainda não chegou para a Amazônia, e é essencial manter o foco na proteção da floresta restante.

A distribuição, a conectividade e o grau de perturbação de fragmentos florestais são importantes em áreas altamente desmatadas, como no norte do estado de Mato Grosso, e diversas intervenções podem ajudar a minimizar a perda de biodiversidade (Peres et al., 2010). As faixas de mata ciliar ao longo das margens dos córregos, tradicionalmente protegidos pelo Código Florestal Brasileiro, são particularmente importantes no fornecimento de corredores de migração que interligam fragmentos florestais. Uma vez que as disposições do Código Florestal tinham pouca aplicação, durante muitos anos, essas florestas ribeirinhas foram eliminadas em grande parte de paisagens agrícolas, particularmente aquelas no bioma Mata Atlântica, onde o desmatamento é muito mais avançado do que na Amazônia. A recuperação dessas conexões é parte de uma estratégia para a manutenção de populações de animais selvagens, especialmente grandes predadores, tais como a onça (*Panthera onca*). Um notável sucesso foi alcançado num programa em andamento na parte ocidental do estado de São Paulo (e.g., Cullen Júnior et al., 2005). No cerrado em Mato Grosso, onde a perda de habitat é mais avançada do que na floresta amazônica, a quebra destes corredores de migração de mata ciliar é uma das principais ameaças à manutenção de populações viáveis de onças (Zeilhofer et al., 2014).

Proteção integral *versus* uso sustentável

O sistema brasileiro de áreas protegidas evoluiu significativamente nas últimas três décadas. As áreas protegidas eram classificadas entre as categorias de uso "direto" e uso "indireto", a primeira sendo para parques e reservas sem uma população residente vivendo nelas. Em 2000, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) foi promulgado (Lei nº 9985/2000), mas o processo de "regulamentação" para estabelecer o sistema na prática durou até 2002. O SNUC mudou a classificação das unidades de conservação para áreas de "proteção integral" e de "uso sustentável". A categoria "uso sustentável" inclui Florestas Nacionais (FLONAs) para manejo florestal madeireiro, reservas extrativistas (RESEX) para seringueiros, coletores de castanha e outros grupos tradicionais de colheita de produtos

florestais não madeireiros, e Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS), que é uma categoria de reserva estadual que inclui as populações locais de pescadores e pequenos agricultores ribeirinhos. Um aspecto controverso é a inclusão de “Áreas de Proteção Ambiental” (APAs), uma categoria que permite muitas atividades prejudiciais e pode até mesmo incluir áreas urbanas. Esta categoria permite que grandes áreas sejam “pintadas de cor verde” no mapa, mas sem muita proteção real.

Áreas de Proteção Integral incluem Parques Nacionais (PARNAs), estações ecológicas e reservas biológicas. As diferentes categorias de áreas protegidas têm diferentes níveis de sucesso em impedir o desmatamento, com áreas federais tendo um desempenho melhor do que as áreas estaduais, e as áreas de proteção integral tendo melhor desempenho do que as áreas de uso sustentável (Vitel et al, 2009; Ferreira et al., 2005). Note-se que a eficácia em impedir o desmatamento não é o mesmo que eficácia em impedir a degradação das florestas por processos como a exploração madeireira e os incêndios florestais. Áreas indígenas, por exemplo, geralmente têm alta eficácia na resistência contra o desmatamento, mas sua eficácia contra a degradação é muito menor. A degradação florestal está rapidamente se tornando um grande destruidor de serviços ambientais na Amazônia (Asner et al., 2005; Foley et al., 2007; Merryet al., 2009; Nepstad et al., 2001).

A criação de novas unidades de conservação mudou consideravelmente, da proteção integral para a categoria de uso sustentável. A facilidade política de criar áreas de uso sustentável é muito maior, porque a criação de áreas de proteção integral geralmente requer reinstalação de uma população residente. O reassentamento historicamente tem sido marcado por injustiça social e promessas quebradas sobre compensação e programas para apoiar a população deslocada (e.g., Fearnside, 1999a), embora os programas para áreas protegidas pretendam fazer melhor (por exemplo, World Bank, 2002). Na categoria de uso sustentável, as pessoas nas reservas muitas vezes ganham maior segurança contra a expulsão por atores mais poderosos e contra a perda de recursos naturais para atores externos, tais como empresas madeireiras e barcos de pesca comercial. Várias outras formas de benefícios, tais como o programa Bolsa Floresta no estado do Amazonas, também fazem com que seja mais atraente estar vivendo dentro de uma área de uso sustentável (Viana et al., 2013). Isso gera o apoio político para a criação de mais dessas áreas.

A criação de áreas protegidas rapidamente se torna inviável quando a ocupação humana avança na floresta. A relativa facilidade de criação de áreas de uso sustentável torna isso o caminho mais lógico para alcançar uma parte da proteção necessária na frente do avanço da fronteira. Ações maciças do governo brasileiro para a infraestrutura, como rodovias e barragens, podem aumentar a migração para muitas áreas potenciais para a criação de reservas, inviabilizando quaisquer planos para proteção.

O futuro das terras indígenas é fundamental para a manutenção da biodiversidade na Amazônia. Terras indígenas não são “unidades de conservação” incluídas no SNUC, mas são um tipo de “área protegida”. Terras indígenas estão sob a jurisdição do Ministério da Justiça, enquanto as unidades de conservação federais estão no âmbito do Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio) ou, no caso das florestas nacionais, sob o Serviço Florestal Brasileiro (SFB), os quais fazem parte do Ministério do Meio Ambiente. Unidades de conservação estaduais estão ligados aos órgãos correspondentes dos governos estaduais.

As terras indígenas têm uma história melhor do que as unidades de conservação em inibir o desmatamento, e em muitas partes do arco do desmatamento, as únicas áreas significativas de florestas naturais remanescentes estão nas terras indígenas (Nepstad et al., 2006; Schwartzman et al., 2000a,b). No entanto, as terras indígenas não estão imunes ao desmatamento, e não se pode presumir que os povos indígenas continuem cumprindo o seu valioso papel na manutenção de serviços ambientais para ser “embolsada de graça” pelo resto da sociedade (Fearnside, 2005).

Perspectivas de utilização sustentável

As perspectivas de uso sustentável não são particularmente boas, devido a uma série de fatores limitantes que hoje restringem os usos de terra dominantes em áreas desmatadas na região (Fearnside, 1988, 1997c). O foco da pesquisa sobre opções de uso sustentável é, portanto, também, sobre os usos que mantêm a cobertura florestal. Um dos grandes esforços é a promoção da coleta dos produtos florestais não madeireiros, tais como a borracha natural (*Hevea brasiliensis*), o óleo de copaíba (*Copaifera* spp.), a castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa*), as sementes de andiroba (*Carapa guianensis*) e fibras, tais como, as da

piaçava (*Leopoldinia coquilhos*) (Clay & Clement, 1993; Murrieta & Rueda, 1995). Esses produtos podem, de fato, ser colhidos numa base sustentável, sem prejudicar os principais serviços ambientais da floresta. Os desafios estão nas esferas sociais e institucionais para manter estes sistemas funcionando, sem que a atividade econômica se desloque em direções não sustentáveis.

Produtos não madeireiros da floresta, como base para sustentar a população local, é fundamental para a criação e manutenção de “reservas extrativistas” (Fearnside, 1989a). Estas reservas foram propostas pelo Conselho Nacional dos Seringueiros (CNS), em 1985, e a primeira reserva deste tipo foi criada no estado do Acre em fevereiro de 1988. Chico Mendes, o líder seringueiro e defensor de causas ambientais e sociais, foi assassinado em dezembro do mesmo ano. Sua morte provocou indignação no Brasil e em outros lugares, criando a oportunidade para a rápida expansão das reservas extrativas na Amazônia brasileira. Nos anos seguintes, a viabilidade econômica da extração de látex tornou-se mais fraca. A produção de borracha natural é muito mais barata na Ásia, onde a ausência do fungo causador de mal das folhas (*Microcyclus ulei*) permite a produção eficiente em plantações. Embora a maior parte da borracha natural utilizada no Brasil seja importada da Ásia. Desde 1997, o Brasil tem mantido suporte artificial dos preços da borracha obtida de fontes domésticas, sendo 20% do montante total da subvenção reservada para borracha extraída da floresta natural e o restante para plantações (Brasil, MMA, 2014). No entanto, o subsídio tem diminuído progressivamente. Isto, combinado com a tendência das populações residentes terem expectativas aumentadas para seu padrão de vida material, tem levado ao aumento da frequência de escolhas não-sustentáveis, especialmente o desmatamento para pastagens (Fernandes, 2008). A venda de madeira, oficialmente sob planos de manejo “sustentável” comunitário, também começou nas reservas extrativistas que inicialmente se destinavam a serem limitadas a produtos florestais não madeireiros. Apesar desses desvios em relação à ocupação de baixo impacto, que foi proposta originalmente, as reservas extrativistas fornecem uma proteção melhor do que aquela que prevalece na paisagem circundante fora das reservas.

O manejo “sustentável” está sendo promovido em larga escala como uma alternativa ao desmatamento e como a fonte para madeiras

tropicais para o Brasil e para os mercados de exportação. Infelizmente, o termo “sustentável”, que universalmente é enfatizado na nomeação e descrição destes planos, muito raramente é correspondido com uma probabilidade real de o sistema de produção continuar em longo prazo. Um problema fundamental é a contradição entre a taxa nas quais as árvores amazônicas manejadas podem crescer e a taxa em que o dinheiro pode ser ganho através de investimento em outras atividades, incluindo o investimento na exploração de madeira em outros lugares na região (Fearnside, 1989b). A taxa em que as árvores crescem (cerca de 2% ao ano) é limitada pela biologia, e não tem nenhuma conexão com as taxas de desconto (na ordem de 10% ao ano em termos reais) utilizadas na tomada de decisão financeira. O retorno sobre investimentos alternativos, em última análise determina a “racionalidade” financeira de destruir um recurso natural potencialmente renovável, como uma floresta tropical (Clark, 1973, 1976).

O manejo “sustentável” está sendo promovido em várias formas. Uma é por contratos que são concedidos às empresas com base em licitação competitiva em Florestas Nacionais (FLONAs), com planos de manejo, especificando uma rotação de 30 anos sendo exigida pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), do governo federal. As florestas equivalentes em nível estadual (Flotas) têm exigências similares feitas por órgãos estaduais análogos. Grandes empresas também podem obter licenças para explorar madeira em terras privadas, onde um plano de manejo é aprovado pelo órgão ambiental do governo estadual, exigindo também um ciclo de 30 anos (Eva et al., 2000). A teoria é que a área a ser manejada será dividida em 30 parcelas e a colheita seletiva será realizada em uma parcela a cada ano, tal que no final do ciclo, a primeira parcela estará recuperada, até um estado de equilíbrio, e poderá ser explorada novamente. O fluxo contínuo de renda pagará pelo manejo de toda a área, e supostamente, garantirá uma continuação indefinida do sistema. Infelizmente é inerente a tentação de derrubar as grandes árvores tão rapidamente quanto possível, seja de forma legal ou não. Essas árvores têm levado séculos para crescer sem nenhuma despesa para a empresa madeireira, e o primeiro ciclo de exploração madeireira, portanto, será mais rentável do que ciclos subsequentes, onde o volume de madeira que é colhido corresponde àquilo que cresceu enquanto o gestor investia na manutenção do sistema (Fearnside, 2003).

Os regulamentos foram relaxados para permitir que a área sob manejo seja colhida mais rapidamente do que seria o caso seguindo a sequência teoricamente sustentável de colher anualmente uma das 30 parcelas. Um exemplo é uma área de 12.000 ha de manejo no estado do Acre, onde a empresa foi autorizada a dividir a área em apenas seis parcelas. Após a colheita da quinta parcela, a área foi vendida para uma cooperativa de assentamento de pequenos agricultores (com a ressalva de que a empresa madeireira ainda poderia colher a sexta parcela). Teoricamente, o plano de manejo prevê que a área simplesmente deve ficar ociosa durante 24 anos aguardando o início de outro ciclo de colheita. No entanto, a chance desse cenário realmente acontecer, seja com a posse original ou não, é praticamente zero (Fearnside, 2013b). O mesmo se aplica aos “Planos de Manejo Florestal Sustentável em Pequena Escala” (PMFSPE), que tem representada o sistema predominante no Estado do Amazonas. Estes planos de gestão são aprovados pelo governo estadual para áreas de 100 ha, mas eles permitem que toda a área seja colhida no primeiro ano. Da mesma forma, a probabilidade de que o proprietário do imóvel fique sem renda para os próximos 29 anos, enquanto aguarda um novo ciclo começar é praticamente zero. A partir de 2014, o estado do Amazonas tem começado a também autorizar um número muito mais expressivo de projetos de manejo em grande escala.

O ecoturismo tem sido mencionado muitas vezes como uma alternativa ao desmatamento e ainda tem sido usado para justificar projetos de grande desenvolvimento, com enormes impactos ambientais, tais como a rodovia BR-319 (Manaus-Porto Velho) (Fearnside & Graça, 2009). Turismo pode, de fato, fornecer sustento econômico para alguns. No entanto, a escala dessa opção é mínima, em comparação com o tamanho da Amazônia. Em um pequeno país que é facilmente acessível para turistas estrangeiros, como é o caso da Costa Rica, o turismo pode ser um fator significativo em escala regional ou nacional, mas a demanda por esta forma de turismo não é expansível para fornecer uma base econômica semelhante na Amazônia. A escala é diferente: apenas o Estado de Rondônia é cinco vezes o tamanho da Costa Rica.

Os serviços ambientais representam uma potencial fonte de fluxos financeiros em uma escala que pode ser transformacional na Amazônia (Fearnside, 1997d, 2008). Isto se refere às funções dos ecossistemas na manutenção de valores como a estabilidade do clima e da biodiversidade.

Um desses serviços é o papel da floresta amazônica no ciclo hidrológico, que fornece o vapor d'água que gera a precipitação não só na Amazônia, mas também na região Centro-Sul do Brasil, bem como em países vizinhos (Fearnside, 2004; Marengo, 2006). Outro serviço é a prevenção do aquecimento global através da manutenção do carbono estocado na floresta e no solo, em vez de permitir que ele seja lançado como gases de efeito estufa (Fearnside, 1997e, 2000; Nogueira et al., 2008). Apesar da promessa de valor substancial e avanços nas negociações de vários tipos, capturar o valor dos serviços ambientais é ainda, em grande parte, um fator potencial para o futuro, ao invés de um sério concorrente com opções tais como a criação de gado, exploração madeireira e a soja.

A pesquisa tem um papel essencial a desempenhar em acelerar a transição para uma economia fundada na manutenção da floresta em vez de destruí-la. A melhor quantificação dos serviços ambientais prestados pela floresta é uma dessas áreas. Isso envolve a quantificação os impactos da perda de floresta, o outro lado desta moeda sendo o ganho de não desmatar. Outra necessidade de pesquisa é melhorara compreensão de como reduzir o desmatamento, incluindo as medidas necessárias e seus custos financeiros e outros. As informações sobre usos alternativos da floresta também são uma parte da necessidade de investigação: subsidiar financeiramente os diversos produtos que podem ser colhidos da floresta de forma sustentável tem um papel potencial como um meio de manter as populações tradicionais, tais como, os seringueiros. Essas populações servem como guardiães das florestas que produzem serviços ambientais muito mais valiosos do que os produtos físicos que poderiam ser extraídos. A destruição social que resulta do pagamento de pessoas para não fazer em nada significa que a remuneração monetária não pode ser a escolha para alcançar os dois objetivos essenciais de manter a população humana na floresta e manter a floresta com seus serviços ambientais.

O Código Florestal e a mudança do poder político

Os esforços do Brasil para proteger as florestas e a biodiversidade são restringidos por uma mudança na base econômica de poder político do País. Isso ficou claro com a evisceração do "Código Florestal," do Brasil, que é um conjunto de normas promulgadas em 1965 (Lei nº

4.771/1965) restringindo o desmatamento e outras atividades que afetam as florestas do país. Em 24 de maio de 2011, um projeto de lei foi aprovado na Câmara dos Deputados do Congresso Nacional, e o processo de aprovação do Senado, as alterações e a aprovação final presidencial duraram até outubro de 2012 (Lei n.º12.651/2012). A “reforma” do Código Florestal removeu a proteção de morros e encostas íngremes, reduziu bastante a largura da área a ser protegida ao longo de cursos d’água por redefinir o nível de água a partir do qual é estabelecida a margem a ser protegida e reduziu a área de cada propriedade a ser protegida por “incorporar” a “Área de Proteção Permanente” (APP) na “Reserva Legal” (RL) que cada propriedade deve manter (e.g., Metzger et al., 2010; Soares-Filho et al., 2014). Mais importante ainda, a reforma criou uma expectativa de impunidade no futuro, perdendo a maior parte das violações anteriores do Código Florestal (Fearnside, 2010). As contribuições da comunidade científica foram completamente ignoradas, incluindo um relatório conjunto pela Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e a Academia Brasileira de Ciências (ABC) (Silva et al., 2011).

A votação inicial na Câmara dos Deputados foi em uma proporção de sete para um contra o meio ambiente. Isto é difícil de explicar pela lógica da política normal, dado que a representação na Câmara dos Deputados é proporcional à população e 85% da população brasileira vive em cidades, significando que a grande maioria do eleitorado não teria qualquer interesse financeiro direto em permitir desmatar nas margens dos rios e em encostas íngremes. Pelo contrário, seu interesse é do outro lado: durante o próprio debate sobre o Código Florestal, mais de 200 pessoas morreram em deslizamentos de terra na zona serrana no estado do Rio de Janeiro, e inundações ao longo dos rios no Nordeste do Brasil deslocaram muitos milhares de famílias. As pesquisas de opinião pública, poucos dias após a votação em 2011, indicaram que 85% do público eram contra a “reforma” do Código Florestal (Barrionuevo, 2012).

A explicação para a notável falta de conexão entre a votação na Câmara dos Deputados e os interesses e opiniões do eleitorado encontra-se em uma mudança nos centros de poder econômico do país. O setor manufatureiro declinou acentuadamente, com fabricação brasileira sendo substituída pelas importações chinesas, tanto nos mercados

nacionais como nos mercados estrangeiros para os quais o Brasil exportava tradicionalmente (Bittencourt et al., 2012, p. 106; Cintra, 2013). O poder econômico e a influência política mudaram, deslocando dos sindicatos e industrialistas urbanos para os “ruralistas” – o bloco de votação e lobby que representa o agronegócio e grandes proprietários de terras. As exportações de soja (agora predominantemente para a China) colocam os centros de produção em Mato Grosso e outros estados como a fonte de influência política (Fearnside et al., 2013). Esta mudança gera muitos problemas no Brasil, mas seu efeito sobre o meio ambiente é fundamental.

Além do Código Florestal, os ruralistas têm empurrado para as restrições que exigirão a aprovação do Congresso para poder criar áreas protegidas, incluindo terras indígenas (PEC, 215/2000). Isso efetivamente bloquearia qualquer futura criação de áreas protegidas, já que a história do Código Florestal mostra o controle da influência ruralista no Congresso. A alteração está progredindo rapidamente em direção à aprovação final (Brasil, Câmara dos Deputados, 2014). Os ruralistas também estão se articulando para revogar a resolução do Banco Central (BACEN nº 3.545/2008) que proíbe aos bancos públicos concederem financiamento para atividades agropecuárias se o proprietário tiver qualquer pendência ambiental junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Isto removeria uma medida contra o desmatamento que tem “dentes verdadeiros”, em contraste com as multas, que podem ser objeto de recursos jurídicos ao longo de muitos anos, e que muitas vezes nunca são pagas. Esta resolução do Banco Central de 2008 é considerada o principal fator no contínuo declínio nas taxas de desmatamento na Amazônia brasileira depois de 2008, quando os preços das *commodities* começaram a se recuperar. Existem outras interpretações: o governo brasileiro atribui toda a diminuição da taxa de desmatamento ao programa de repressão com multas (MMA, 2013), enquanto Nepstad et al. (2014) enfatizam um esverdeamento das cadeias de produção de carne e soja. A pressão geral para enfraquecer os sistemas de licenciamento e os regulamentos ambientais é uma ameaça constante, e o impedimento de qualquer possibilidade de reforçar os controles ambientais é incapacitante, visto que, qualquer proposta de legislação para reforçar os controles seria alterada com emendas para ter o efeito oposto (Fearnside & Laurance, 2012).

Fontes de recursos para serviços ambientais

É fácil chegar ao acordo sobre o fato de que os serviços ambientais são importantes e devem ser recompensados de alguma forma. No entanto, como fazer isso não é uma área de tão fácil conversa. Foram feitos progressos nas negociações internacionais, em ambas, na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), mais conhecida como a "Convenção do Clima", e na Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD), mais conhecida como a "Convenção da Biodiversidade". No entanto, isto ainda não resultou em fluxos monetários significativos. As negociações no âmbito da Convenção de Biodiversidade centram-se no estabelecimento de direitos de propriedade intelectual, tais como o conhecimento tradicional dos povos da floresta com relação às plantas medicinais. Infelizmente, o desenvolvimento e teste de produtos farmacológicos a partir deste conhecimento ocorrem em décadas e não é uma fonte provável de fluxos financeiros na escala e no tempo necessários para dar ao serviço ambiental um papel importante na manutenção das florestas da Amazônia (Fearnside, 1999b). As negociações internacionais para evitar a mudança climática, no entanto, está muito mais avançada e tem a maior probabilidade de gerar fluxos monetários na escala e no tempo que são necessários (Fearnside, 2013c).

Como pagar pelos serviços que as florestas tropicais fornecem para evitar o aquecimento global é uma questão de grande controvérsia. O REDD – ou "redução de emissões por desmatamento e degradação" –, é visto por alguns como o "Salvador" das florestas tropicais e por outros como um mal imoral que faria uma precificação da natureza ou um truque para permitir que os países ricos continuem em um caminho para o desastre climático. Essas controvérsias têm origem em uma longa lista de considerações políticas e outras, muitas das quais têm pouco ou nada a ver com as questões climáticas (Fearnside, 2001, 2012a,b). Um mercado voluntário de carbono da floresta já existe, mas isto tem um potencial muito mais limitado do que o mercado ainda não existente no âmbito da Convenção do Clima, presumindo que os países do mundo se tornem mais sérios sobre a contenção do aquecimento global e concordem em fazer as grandes reduções necessárias nas emissões de gases de efeito estufa.

Uma questão importante é se os fundos seriam derivados de um mercado ou de contribuições para um fundo que iria recompensar o

carbono florestal no mínimo preço possível, ou seja, o custo da oportunidade de não desmatar – i. e., o valor de uma pastagem de baixa produtividade, no caso da Amazônia brasileira. Em contraste, um mercado colocaria o carbono florestal em concorrência direta com outras opções de mitigação, tais como medidas para aumentar a eficiência energética e reduzir o consumo de combustíveis fósseis nos países desenvolvidos. Os caminhos para os países desenvolvidos reduzirem as emissões “em casa” são geralmente mais caros por tonelada de carbono mantido fora da atmosfera do que seria reduzir o desmatamento tropical. Isto significa que o preço por tonelada de carbono vendido em um mercado que inclui esta competição será razoavelmente alto, ou seja, alto o suficiente para que ambos capturem toda a redução de emissão potencial que diminuam o desmatamento tropical, e também para motivar a redução de emissões domésticas nos países desenvolvidos, presumindo que esses países concordem que são necessárias grandes reduções de emissões. Alcançar um acordo sobre reduções neste nível é exatamente a questão-chave nas negociações sobre o clima. Confinando a mitigação de floresta tropical para um fundo, efetivamente se rende à suposição de que não serão acordados sem tais cortes profundos de emissões, mesmo antes da batalha diplomática sobre esta questão começar.

Infelizmente, há uma forte tendência para medidas apenas simbólicas por parte da Europa, permitindo o pagamento para as florestas tropicais, mas apenas em pequena escala, o que não faz parte do esforço principal no combate à mudança climática (Fearnside, 2012a). Isto decorre ao fato de que reduzir as emissões através de ações “em casa”, tais como a instalação de energia eólica e solar e a fabricação de carros mais eficientes, resulta em maior emprego e renda “em casa”, enquanto enviar dinheiro para os países tropicais para reduzir o desmatamento não contribui em nada para as economias da Europa. Isto significa que argumentos serão levantados para gastar os fundos de mitigação em casa, com apenas quantidades simbólicas indo para países tropicais, mesmo que o benefício climático alcançado com a mesma despesa seja muito menor. Os países podem simplesmente recusar-se a concordar com o nível necessário de reduções de emissões, a fim de manter os seus compromissos dentro dos limites que eles veem como aceitáveis para os seus orçamentos nacionais, sob a suposição de opções mais caras de mitigação doméstica.

Também há problemas técnicos com relação à mitigação através da redução das emissões do desmatamento tropical e da degradação, e a pesquisa é uma parte essencial da abordagem dessas questões. Um problema é a confiabilidade dos cenários de linha de base para representar o quanto de emissão ocorreria na ausência de uma atividade de mitigação. Trata-se de uma área em que é fácil exagerar a emissão da linha de base, mas há um progresso substancial na modelagem de linhas de base para evitar esses vieses nos casos amazônicos (Yanai et al., 2012; Vitel et al., 2013). Mesmo que esses problemas técnicos sejam bastante importantes, é a questão institucional de "o que fazer com o dinheiro" obtido a partir dos serviços ambientais a parte menos desenvolvida de propostas nesta área (Fearnside, 2008). Infelizmente, a proposta atual de REDD sob a Convenção do Clima é para o governo receber o dinheiro, reduzindo assim as chances de que grande parte desses fundos, na verdade, encontrará o seu caminho para os beneficiários que habitam e defendem a floresta em pé.

Conclusão

A pesquisa sobre biodiversidade pode ajudar a fornecer uma justificativa para as ações específicas de conservação, tais como a criação de reservas. No entanto, muitas vezes a decisão para agir ocorre em função de oportunismo, ao invés de resultar das prioridades de conservação estabelecidas pela pesquisa. A pesquisa tem grande importância ao possibilitar o aproveitamento de oportunidades para a conservação quando estas surgem. As pesquisas sobre serviços ambientais também, além da manutenção da biodiversidade, tais como o carbono e a água, são importantes para fornecer o alicerce para o apoio mais geral da conservação, com base no valor desses serviços.

Por fim, as pesquisas para compreender melhor os processos de desmatamento e degradação florestal são essenciais para os esforços de manter esses processos sob controle.

Agradecimentos

Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq: proc. 304020/2010-9, 610042/2009-2, 575853/2008-5) e ao Instituto

Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA: PRJ13.03), pelo apoio financeiro. Este trabalho foi apresentado na 1ª Conferência sobre a Biodiversidade na Bacia do Congo, de 06-10 de junho de 2014, em Kisangani, República Democrática do Congo (Fearnside, 2014c). Agradeço a P.M.L.A. Graça, pelos comentários.

Referências

- Albernaz, A. L. K. M.; Souza, M. A. 2007. Planejamento sistemático para a conservação na Amazônia Brasileira: uma avaliação preliminar das áreas prioritárias de Macapá - 99. **Megadiversidade**, 3: 87-101.
- Albernaz, A. L. K. M. et al. 2007. Planejamento sistemático para a conservação da várzea. In: Albernaz, A. L. K. M. (Ed.). **Conservação da várzea: identificação e caracterização de regiões biogeográficas**. Brasília, DF: IBAMA/Programa ProVárzea, p. 327-347.
- Araújo, E. et al. 2012. **Redução de Áreas Protegidas para a produção de energia**. Belém: IMAZON, 14 p.
- Asner, G. et al. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, 310: 480-482.
- Assunção, J.; Gandour, C. C.; Rocha, R. 2012. **Deforestation Slowdown in the Legal Amazon: prices or policies?** Climate Policy Initiative (CPI) Working Paper. Rio de Janeiro: Pontifícia Universidade Católica, 37 p.
- Barbosa, R. I. et al. 2007. The “Lavrados” of Roraima: biodiversity and conservation of Brazil’s Amazonian Savannas. **Functional Ecosystems and Communities**, 1(1): 30-42.
- Barrionuevo, A. 2012. In Brazil, fears of a slide back for Amazon protection. **The New York Times**, January, 24 .
- Bierregaard, R. O. et al. 2001. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven: Yale University Press, 478 p.
- Bittencourt, G. et al. 2012. **El Impacto de China en América Latina: comércio y inversiones**. Montevideo: Red Mercosur de Investigaciones Económicas, 318 p. (Serie Red Mercosur, 20).
- Brasil-Câmara dos Deputados. 2014. **PEC 215/2000**. Proposta de Emenda à Constituição. Brasília, DF: Câmara dos Deputados. Disponível em: <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=14562>>.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação**. Rio de Janeiro: IBGE.
- INPE-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2014. **Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. São José dos Campos: INPE.
- MMA-Ministério do Meio Ambiente. 2013. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) 3ª Fase (2012-2015)**. Brasília, DF: MMA.

MMA-Ministério do Meio Ambiente. 2014. **Programa de agroextrativismo da Amazônia**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sca/cex/carta.html>>.

MMA-Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2002. **Biodiversidade brasileira**: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Brasília, DF: MMA-SBF, 404 p.

Capobianco, J. P. R. et al. 2001. **Biodiversidade na Amazônia brasileira**. São Paulo: Estação Liberdade; Instituto Socioambiental.

Cintra, M. R. V. P. 2013. **A presença da China na América Latina no século XXI** – suas estratégias e o impacto dessa relação para países e setores específicos. Dissertação (Mestrado em Economia Política Internacional) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 119 p.

Clark, C. W. 1973. The economics of overexploitation. **Science**, 181: 630-634.

Clark, C.W. 1976. **Mathematical Bioeconomics**: the optimal management of renewable resources. New York: Wiley Interscience, 352 p.

Clay, J. W.; Clement, C. R. 1993. **Selected species and strategies to enhance income generation from Amazonian Forests**. FO: Misc/93/6. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 260 p.

Cullen Junior, L.; Alger, K.; Rambaldi, D. 2005. Land reform and biodiversity conservation in Brazil in the 1990's: conflict and the articulation of mutual interests. **Conservation Biology**, 19: 747-755.

Da Silva; Silva, C. 2013. **Áreas Protegidas como ferramenta de contenção do desmatamento**: estudo de caso da Terra do Meio. Dissertação (Mestrado em Gestão de Áreas Protegidas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 79 p.

Dinerstein, E. et al. 1995. **A conservation assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean**. Washington, DC: The World Bank, 129 p.

Escada, M. I. S. et al. 2005. Padrões e processos de ocupação nas novas fronteiras da Amazônia: o interflúvio do Xingu/Iriri. **Estudos Avançados**, 19(54): 9-23.

Eve, E.; Arguelles, F.A.; Fearnside, P.M. 2000. How well does Brazil's environmental law work in practice? Environmental impact assessment and the case of the Itapiranga private sustainable logging plan. **Environmental Management**, 26(3): 251-267.

Fearnside, P. M. 1984. Ecological research reserve for Brazil's Amazon rain-forest established in Ouro Preto do Oeste, Rondonia. **Environmental Conservation**, 11(3): 273-274.

Fearnside, P. M. 1988. Prospects for sustainable agricultural development in tropical forests. **ISI Atlas of Science**: animal and plant sciences, 1(3/4): 251-256.

Fearnside, P. M. 1989a. Extractive reserves in Brazilian Amazonia: an opportunity to maintain tropical rain forest under sustainable use. **BioScience**, 39(6): 387-393.

Fearnside, P. M. 1989b. Forest management in Amazonia: the need for new criteria in evaluating development options. **Forest Ecology and Management**, 27(1): 61-79.

- Fearnside, P. M. 1997a. Monitoring needs to transform Amazonian forest maintenance into a global warming mitigation option. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 2(2-3): 285-302.
- Fearnside, P. M. 1997b. A conservation assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean by E. Dinerstein, D.M. Olson, D.M. Graham, D.J. Webster, A.L. Primm, S.A. Bookbinder and G. Ledec. **Conservation Biology**, 11(4): 1523-1739.
- Fearnside, P. M. 1997c. Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. **Revista Brasileira de Biologia**, 57(4): 531-549.
- Fearnside, P. M. 1997d. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. **Ecological Economics**, 20(1): 53-70.
- Fearnside, P. M. 1997e. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: net committed emissions. **Climatic Change**, 35(3): 321-360.
- Fearnside, P. M. 1999a. Social impacts of Brazil's Tucuruí Dam. **Environmental Management**, 24(4): 483-495.
- Fearnside, P. M. 1999b. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation. **Environmental Conservation**, 26(4): 305-321.
- Fearnside, P. M. 2000. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic Change**, 46(1-2): 115-158.
- Fearnside, P. M. 2001. Saving tropical forests as a global warming countermeasure: An issue that divides the environmental movement. **Ecological Economics**, 39(2): 167-184.
- Fearnside, P. M. 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia: understanding the dilemmas. **World Development**, 31(5): 757-779.
- Fearnside, P. M. 2004. A água de São Paulo e a floresta amazônica. **Ciência Hoje**, 34(203): 63-65.
- Fearnside, P. M. 2005. Indigenous peoples as providers of environmental services in Amazonia: warning signs from Mato Grosso. In: Hall, A. (Ed.). **Global impact, local action: new environmental policy in Latin America**. London: University of London, Institute for the Study of the Americas, p. 187-198.
- Fearnside, P. M. 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) Highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. **Environmental Management**, 39(5): 601-614.
- Fearnside, P. M. 2008. Amazon forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 80(1): 101-114.
- Fearnside, P. M. 2010. Código Florestal: as perdas invisíveis. **Ciência Hoje**, 46(273): 66-67.
- Fearnside, P. M. 2012a. Brazil's Amazon Forest in mitigating global warming: unresolved controversies. **Climate Policy**, 12(1): 70-81.

Fearnside, P. M. 2012b. The theoretical battlefield: accounting for the climate benefits of maintaining Brazil's Amazon forest. **Carbon Management**, 3(2): 145-148.

Fearnside, P. M. 2013a. South American natural ecosystems, status of. In: Levin, S. A. (ed.). **Encyclopedia of Biodiversity**. 2. ed. San Diego: Academic Press.

Fearnside, P. M. 2013b. A exploração de áreas sob floresta amazônica e a ruptura do equilíbrio do ambiente. In: Plese, L. P. M.; Teixeira, S. T.; Garcia, A. M. L.; Roweder, C.; Da Silva, C. G.; de Farias, C. S.; Sanchez, E. C. O.; de Alcântara, J. M. P. R. & Teixeira, M. A. C. (Eds.). **Áreas degradadas da Amazônia: perspectivas sustentáveis para exploração econômica**. Rio Branco: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, p. 91-100.

Fearnside, P. M. 2013c. What is at stake for Brazilian Amazonia in the climate negotiations. **Climatic Change**, 118(3): 509-519.

Fearnside, P. M. 2014a. Highway construction as a force in destruction of the Amazon forest. Chapter 36. In: Van der Ree, R.; Grilo, C. & Smith, D. (Eds.). **Ecology of roads: a Practitioners Guide to Impacts and Mitigation**. Chichester: John Wiley & Sons Publishers. No prelo.

Fearnside, P. M. 2014b. **Análisis de los principales proyectos Hidro-Energéticos en la Región Amazónica**. Lima: Derecho, Ambiente y Recursos Naturales (DAR); Montevideo: Centro Latinoamericano de Ecología Social (CLAES), Montevideo, Uruguai (no prelo).

Fearnside, P. M. 2014c. Conservation research in Brazilian Amazonia and its contribution to biodiversity maintenance and sustainable use of tropical forests. p. 12-27. In: **1st Conference on Biodiversity in the Congo**. Consortium Congo 2010. Université de Kisangani, 221 p.

Fearnside, P. M.; Ferraz, J. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. **Conservation Biology**, 9(5): 1134-1147.

Fearnside, P. M.; Ferreira, G. L. 1984. Roads in Rondonia: highway construction and the farce of unprotected reserves in Brazil's Amazonian forest. **Environmental Conservation**, 11(4): 358-360.

Fearnside, P. M.; Figueiredo, A. M. R.; Bonjour, S. C. M. 2013. Amazonian forest loss and the long reach of China's influence. **Environment, Development and Sustainability**, 15(2): 325-338.

Fearnside, P. M.; Graça, P. M. L. A. 2009. BR-319: a rodovia Manaus-Porto Velho e o impacto potencial de conectar o arco de desmatamento à Amazônia Central. **Novos Cadernos NAEA**, 12(1): 19-50.

Fearnside, P. M.; Laurance, W. F. 2012. Infraestrutura na Amazônia: as lições dos planos plurianuais. **Caderno CRH**, 25(64): 87-98.

Fernandes, B. 2008. Resex Chico Mendes tem 10 mil cabeças de gado. **Terra Magazine**, 8 out. 2008.

Ferreira, L. V. 2001. **A representação das Unidades de Conservação no Brasil e a identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade nas ecorregiões do Bioma Amazônia**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia & Universidade do Amazonas, Manaus, 203 p.

Ferreira, L. V.; Cunha, D. A.; Leal, D. C. 2008. O uso da ecologia de paisagem na avaliação da representação das unidades de conservação e terras indígenas em relação às ecorregiões da Costa Norte do Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, 3(2): 143-150.

Ferreira, L. V. et al. 2001. Identificação de áreas prioritárias para a conservação de biodiversidade por meio da representatividade das unidades de conservação e tipos de vegetação nas ecorregiões da Amazônia brasileira. In: Veríssimo, A. et al. (Eds.). **Biodiversidade na Amazônia Brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. São Paulo: Instituto Socioambiental; Estação Liberdade, p. 268-286.

Ferreira, L. V.; Venticinque, E.; De Almeida, S. S. 2005. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, 19(53): 1-10.

Foley, J. A. et al. 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 5(1): 25-32.

ISA-Instituto Socioambiental. 2003. **Realização de estudos preliminares e formulação de uma proposta técnica para implantação de um mosaico de Unidades de Conservação no Médio Xingu**. Relatório Final de Atividades. São Paulo: ISA, 207 p.

ISA-Instituto Socioambiental; IMAZON-Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia; IPAM-Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia; ISPN-Instituto Sociedade, População e Natureza; GTA-Grupo de Trabalho Amazônico & CI-Conservation International. 1999. **Seminário Consulta de Macapá 99: avaliação e identificação das ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia**. São Paulo: ISA. Disponível em: <<http://www.isa.org.br/bio/index.htm>>.

Laurance, W. F.; Bierregaard, R. O. 1997. **Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 616p.

Laurance, W. F.; Peres, C. A. 2006. **Emerging threats to Tropical Forests**. Chicago: University of Chicago Press, 563 p.

Mardas, N. et al. 2013. **Agenda de Segurança da Amazônia: resumo de conclusões e recomendações iniciais**. Global Canopy Programme. Oxford; Cali: International Center for Tropical Agriculture (CIAT), 23 p.

Marengo, J. A. 2006. On the hydrological cycle of the Amazon Basin: s historical review and current State-of-the-art. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 21(3): 1-19.

Mazui, G. 2013. Deputados e comitiva de municípios gaúchos visitam a Raposa Serra do Sol. **Zero Hora**, 20 abr. 2013.

Merry, F. et al. 2009. Balancing conservation and economic sustainability: the future of the Amazon timber Industry. **Environmental Management**, 44: 395-407.

Metzger, J. P. et al. 2010. Brazilian law: full speed in reverse. **Science**, 329: 276-277.

Murrieta, J. R. & Rueda, R. P. 1995. **Reservas Extrativistas**. Gland: World Union for Nature, 133 p.

- Myers, N. et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.
- Nelson, B. W. et al. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. **Nature**, 345: 714-716.
- Nepstad, D. C. et al. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, 154: 395-407.
- Nepstad, D. C. et al. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, 344: 1118-1123.
- Nepstad, D. C. et al. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation Biology**, 20: 65-73.
- Nogueira, E. M. et al. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, 256(11): 1853-1857.
- Pádua, M. T. J.; Quintão, A. T. B. 1982. Parks and biological reserves in the Brazilian Amazon. **Ambio**, 11(5): 309-314.
- Peres, C. A. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. **Conservation Biology**, 19: 728-733.
- Peres, C.A. et al. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, 143:2314–2327.
- Peres, C. A.; Terborgh, J. W. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. **Conservation Biology**, 9: 34-46.
- Pressey, R. L.; Possingham, H. P.; Margules, C. R. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? **Biological Conservation**, 76(3): 259-267.
- Rylands, A. 1990. Priority areas for conservation in the Amazon. **Trends in Ecology and Evolution**, 5: 240-241.
- Schwartzman, S.; Moreira, A.; Nepstad, D. 2000a. Rethinking tropical forest conservation: Perils in parks. **Conservation Biology**, 14: 1351-1357.
- Schwartzman, S.; Moreira, A.; Nepstad, D. 2000b. Arguing tropical forest conservation: People versus parks. **Conservation Biology**, 14: 1370-1374.
- Silva, J. A. A. et al. 2011. **O Código Florestal e a ciência: contribuições para o diálogo**. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência; Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 124 p.
- Soares-Filho, B.; Dietzsch, L. 2008. **Reduction of carbon emissions associated with deforestation in Brazil: the Role of the Amazon Region Protected Areas Program (ARPA)**. Brasília, DF: World Wide Fund for Nature, 32 p.
- Soares-Filho, B. S. et al. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 107(24): 10821-10826.

- Soares-Filho, B. S. et al. 2014. Cracking Brazil's forest code. **Science**, 344: 363-364.
- Taravella, R. 2008. **La frontière pionnière amazonienne aujourd'hui**: projet socio-environnemental de conservation forestière contre dynamique pastorale de déforestation. Une analyse stratégique 2000-2006 de l'action collective en «Terra do Meio» (Pará, Brésil). Thesis (Doctoral in Environmental Sciences) – AgroParisTech, Paris, 636 p.
- Ter Steege, H. et al. 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. **Nature**, 443: 444-447.
- Ter Steege, H. et al. 2003. A spatial model of tree á-diversity and tree density for the Amazon. **Biodiversity & Conservation**, 12(11): 2255-2277.
- Viana, V. et al. 2013. **Impactos do Programa Bolsa Floresta**: uma avaliação preliminar. 2. ed. Manaus: Fundação Amazonas Sustentável, 30 p.
- Vitel, C. S. M. N. et al. 2013. Land-use change modeling in a Brazilian indigenous reserve: construction a reference scenario for the Suruí REDD project. **Human Ecology**, 41(6): 807-826.
- Vitel, C. S. M. N.; Fearnside, P. M. & Graça, P. M. L. A. 2009. Análise da inibição do desmatamento pelas áreas protegidas na parte sudoeste do Arco de Desmatamento. In: Epiphany, J. C. N.; Galvão, L. S. (Eds.). **Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, p. 6377-6384.
- World Bank. 2002. **Populations and protected areas in the ARPA project**. Washington, DC: World Bank, 7 p.
- Yanaí, A. M. et al. 2012. Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve. **Forest Ecology and Management**, 282: 78-91.
- Zeilhofer, P. et al. 2014. Jaguar *Panthera onca* habitat modeling in landscapes facing high land-use transformation pressure – Findings from Mato Grosso, Brazil. **Biotropica**, 46(1): 98-105.

Sinergias de mudanças para uma nova agricultura na Amazônia

Alfredo Kingo Oyama Homma

RESUMO

Dar atenção para as áreas com florestas, que representam 82% da Amazônia ou para os 18% já desmatados, constitui o atual dilema político. A ênfase na biodiversidade como sendo a grande opção futura para a Amazônia carrega equívocos na busca futurística de produtos, esquecendo a biodiversidade do passado e do presente, na qual estão as grandes oportunidades. Os atuais recursos financeiros do REDD seriam mais adequados à geração de tecnologias apropriadas do que criar um assistencialismo ambiental. A redução dos desmatamentos e queimadas precisa estar acompanhada da incorporação de áreas desmatadas, sob risco de prejudicar as atividades produtivas da Amazônia.

Introdução

A Amazônia passou por diversas experiências de desenvolvimento agrícola nestes últimos quatro séculos. Produtos da biodiversidade baseados no extrativismo que já tiveram grande peso na economia foram transferidos para outras partes do país e do mundo, constituindo-se em fontes de riquezas nesses novos locais ou sofreram o esgotamento de seus recursos.

O aproveitamento da dotação dos recursos naturais permitiu que o extrativismo vegetal e animal tivessem um peso dominante na economia até 1960, quando mais da metade do PIB regional provinha do setor extrativo, com depredação dos seus estoques. O crescimento da pecuária e da lavoura nas áreas desmatadas de floresta densa, complementado com a extração madeireira, dominou a economia regional até o final da década de 1980, com grandes custos sociais e ambientais. Paralelamente, uma agricultura moderna começou a despontar com a ocupação dos cerrados na borda amazônica a partir do final da década de 1970, com reflexo posterior nas áreas desmatadas de floresta densa, devido aos cultivos perenes, reflorestamento e agroindustrialização.

Isso fez com que a região nunca fosse tão questionada e desafiada como no presente. Estamos diante de uma encruzilhada, em que novos desafios científicos e tecnológicos precisam ser desenvolvidos para conciliar o desenvolvimento agrícola com a conservação ambiental. Há necessidade de utilizar, de forma mais sustentável, o solo, a biodiversidade e a água, que compõem o ecossistema amazônico, por meio do manejo florestal, da pecuária, da agricultura e da silvicultura em bases mais sustentáveis.

No intervalo de 47 anos entre o Código Florestal de 1965 e o “Novo Código Florestal” (25/05/2012), a área desmatada da Amazônia Legal, que antes se constituía de desmatamentos esparsos ao longo dos cursos de rios, do início da ocupação da rodovia Belém-Brasília, inaugurada em 1960, e de rodovias estaduais e municipais de curta extensão, passou de quase 3 milhões de hectares em 1975 (0,586%) para mais de 76 milhões de hectares (2013) ou 18% da Amazônia Legal. Essa área desmatada representa três estados de São Paulo ou quase a metade do estado do Amazonas. A população da Amazônia Legal cresceu de 7,8 milhões (1970) para 25,5 milhões de habitantes (2010) e a população rural de 5 milhões para 7 milhões, indicando forte urbanização e tendência da redução relativa e absoluta da população rural (Homma, 2013a).

Nestas últimas seis décadas, a região amazônica sofreu grandes transformações econômicas, sociais, políticas e ambientais. A repercussão internacional do assassinato de Chico Mendes (1944-1988) constituiu-se em um divisor de águas sobre o modelo de desenvolvimento que vinha sendo seguido na Amazônia. A realização da Rio 92 colocou a questão ambiental da Amazônia na agenda mundial, na qual a redução dos desmatamentos e queimadas passou a ser cobrada em todos os fóruns internacionais.

A Amazônia brasileira é heterogênea. Ela é dividida em nove estados, e cada estado apresenta diferentes tipos de atividade econômica, formação histórica, social e política, dotação de recursos naturais, distância em relação aos mercados, exigindo tratamento diferenciado. O Censo Demográfico de 2010 mostrou que 71,81% da população na Amazônia Legal já vive no meio urbano. A partir de 1970, a população rural brasileira vem decrescendo a cada ano; e este mesmo fenômeno está ocorrendo com a população rural da Amazônia Legal a partir de

1991. Muitos problemas ambientais na Amazônia consistem no efeito de problemas econômicos e sociais de outras regiões do país, induzidos pela falta de alternativas econômicas, do crescimento de mercados, da falta de terras, da implantação de obras de infraestrutura etc.

Este capítulo procura comentar algumas sinergias correlacionadas com o setor primário da Amazônia. A despeito de nem sempre estar sustentado por fatos empíricos e tratando de processos sociopolíticos, portanto, sujeito a discordâncias, estas questões seriam importantes para orientar tópicos de pesquisa e promover discussões sobre políticas públicas na Amazônia.

O sucesso da biodiversidade amazônica em outros locais

A discussão sobre as alternativas produtivas para a Amazônia não são recentes, e remontam ao período colonial (Daniel, 2004). A "*staple theory*" baseada na exploração econômica de um produto principal, como o cacau, extrativo e semidomesticado nas várzeas do rio Amazonas, foi o sustentáculo da economia até a época da Independência do Brasil (Alden, 1974; Watkins, 1963). O cacauzeiro foi levado para a Bahia em 1746, por Louis Frédéric Warneaux, para o município de Canavieiras, e, posteriormente, para a África e Ásia, tornando-se importantes centros produtores.

Mais tarde, este procedimento prosseguiu para a economia gumífera, que assume uma organização comercial mais avançada, mas preocupando-se apenas com a extração e a exportação de matéria-prima, sem nenhuma possibilidade de industrialização local. Este mecanismo ficou conhecido como "*dutch disease*", cunhado pela revista *The Economist*, em 1977, com relação à descoberta dos vastos recursos petrolíferos no Mar do Norte e as consequências danosas para a economia holandesa, conhecida como a "maldição dos recursos naturais".

A economia da borracha centrada na coleta dos seringais nativos durou até os primeiros anos da República. A seringueira foi levada para a Inglaterra por Henry Alexander Wickham (1846-1928) em 1876, e a nossa hegemonia durou enquanto estavam multiplicando as seringueiras no Sudeste asiático, ocorrendo o colapso em 1912 (Homma, 2012).

É interessante mencionar que a história se repete com outros recursos da biodiversidade amazônica. A Bahia produz mais de 72% (2010/2012) do guaraná do país; São Paulo detém metade da área plantada de pupunheiras; estão plantando açaizeiros e cupuaçuzeiros na Bahia, Espírito Santo e São Paulo. O jambu, ícone da culinária paraense, está sendo cultivado em São Paulo, na Índia, na China e no Japão, este último provavelmente levado por descendentes de japoneses que foram trabalhar naquele país. O reduzido tamanho das sementes permite que seja enviado até em cartas, sem despertar nenhuma suspeita.

Recursos da biodiversidade exótica como o mamoeiro e o meloeiro, que foram introduzidos no estado do Pará pelos imigrantes japoneses na década de 1970, foram sendo transferidos para locais mais próximos de mercados consumidores (Homma et al., 2011). O melão encontrou locais mais estratégicos no Nordeste e o mamoeiro se concentrou no estado do Espírito Santo. A súbita elevação no preço da pimenta-do-reino, também transferida para aquele estado, está provocando o abandono do cultivo do mamoeiro e de cafeeiro, em favor da pimenta.

A incorporação dos recursos da biodiversidade vai exigir uma mudança de foco dos pesquisadores e das instituições de pesquisa locais, nacionais e da colaboração externa. A demanda por resultados tecnológicos na Amazônia pode ser verificada pelos trabalhos premiados em certames existentes no país (Prêmio Samuel Benchimol, Prêmio Celso Furtado, Prêmio Finep, Prêmio Fundação Banco do Brasil), alguns com repetição de temas, de etnotecnologias ou de empresários inovadores, ainda com reduzida participação daqueles gerados pelas instituições de pesquisa. Há necessidade de desenvolver uma agricultura com produtos da biodiversidade amazônica, pois ainda é fortemente apoiada na biodiversidade exótica.

Por uma mudança no uso da terra

Apesar da redução do ritmo do desmatamento do país, ainda é grande o passivo ambiental gerado: 93% da Mata Atlântica foi substituído ao longo dos séculos, 67% do Cerrado já sofreu modificações, a Caatinga já teve a sua vegetação reduzida pela metade e a floresta amazônica já perdeu 18% de sua cobertura vegetal (Conferência, 2014).

A efetiva implementação do Novo Código Florestal, ao estabelecer a correção dos passivos ambientais nas propriedades rurais, produz dois efeitos imediatos: a redução da área útil para atividades agrícolas e o fechamento legal da fronteira agrícola na Amazônia. Os produtores precisam aumentar a produtividade da terra e da mão de obra, para garantir a sobrevivência das atividades agrícolas comuns produzidas na região e fora da Amazônia. Como nas áreas floresta da região amazônica só é possível utilizar 20% da área da propriedade e nas áreas fora da Amazônia o inverso, isto indica que será necessário quadruplicar a produtividade. Onde se colocava um bovino/hectare tornar-se-á necessário colocar 4 bovinos/hectare. Como a produtividade na Amazônia é muito baixa para muitos produtos e criações, isto será possível mediante a modernização da agricultura. A perda de competitividade da pequena produção para médios e grandes produtores vai depender da sua incapacidade de se modernizar.

A Instrução Normativa 02/2014, de 26/02/2014, da Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Pará, qualifica quando uma capoeira deve ser conservada ou reincorporada à produção agrícola (Instrução, 2014; Vieira & Gardner, 2012). Nesta Instrução Normativa considera-se vegetação secundária em estágio inicial de regeneração aquela resultante dos processos naturais de sucessão, após supressão total da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, que tenham sofrido conversão total: I – do solo nos últimos 5 anos; ou II – entre 5 e 20 anos, cuja área basal total seja menor que a) 10 m²/ha em municípios com mais de 50% de cobertura de floresta primária original; ou b) 5 m²/ha em municípios com menos de 50% de cobertura de floresta primária original.

Estas medidas podem induzir o produtor à recuperação de Áreas de Reserva Legal (ARL) e de Preservação Permanente (APP) ou impedir o crescimento da vegetação secundária e inviabilizar as atividades agrícolas nas áreas antropizadas no estado do Pará. A escassez de terra por vias legais (fundiária e ambiental) ou éticas já está provocando uma redução de áreas aptas para agricultura na Amazônia. O Código Florestal, a longo prazo, deve promover uma substituição das atuais áreas de pastagens e culturas anuais, para recomposição de APP e ARL, aumentando o reflorestamento e reduzindo a produção de alimentos e de carne bovina obtida de forma extensiva.

As políticas de governança relativas aos desmatamentos e queimadas estão promovendo o aumento da vegetação secundária e o crescimento

das áreas de pastos limpos e de agricultura anual com a incorporação das áreas de pastagens degradadas (Projeto, 2014). O sucesso desta política vai depender da redução no custo de recuperação de áreas degradadas, mediante a oferta de calcário, fertilizantes e mecanização a preços mais baixos. Como as pastagens na Amazônia têm uma durabilidade entre 10 a 12 anos, é necessário que 10% dessa área seja recuperada anualmente para impedir a incorporação de novas áreas de matas (Tabela 1). A política seria manter os pastos limpos sempre em bom estado e promover a regeneração da vegetação secundária para cobrir o passivo ambiental das ARL e APP.

Tabela 1. Uso da terra na Amazônia Legal identificados pelo Terraclass (hectares).

Classe	2008	2010	2012
Agricultura anual	3.492.724	3.997.785	4.234.640
Pasto limpo	33.571.495	33.985.187	34.541.985
Pasto sujo	6.282.376	5.607.664	5.047.211
Regeneração com pasto	4.802.737	6.316.546	4.646.812
Vegetação secundária	15.081.531	16.522.931	17.218.978
Total	70.775.236	73.967.253	75.134.047

Fonte: Projeto (2014).

Os países apresentam dotações distintas de terras apropriadas para culturas anuais e perenes ou pastagens ou inexistentes. Brasil, Estados Unidos, Austrália e China apresentam percentuais elevados de áreas destinadas para pastagens. Já Malásia, Indonésia e Vietnã apresentam grande percentual de áreas agrícolas para cultivos perenes. Na Tabela 2 constam alguns países selecionados, sobretudo, do Sudeste asiático, que desenvolvem muitas atividades similares às da Amazônia. A escassez de terras no Japão fez com se elevasse a produtividade biológica; e a abundância de terras nos Estados Unidos, com a mecanização em larga escala, aumentando a produtividade da mão de obra (Hayami & Ruttan, 1988).

Serviços ambientais: mudar a perspectiva?

As pesquisas sobre o ciclo da água identificando os “rios voadores”, formados pelo vapor d’água bombeado pela floresta amazônica, permitindo a formação de chuvas no Sul e Sudeste do país, ganharam grande relevância com a escassez de água nessas regiões (Nobre, 2014).

Tabela 2. Indicadores de população rural, PIB agrícola, áreas de lavoura anual e permanente e pastagens dos países selecionados.

País	População rural (2011) (%)	PIB agricultura (2009-2011) (%)	Área agrícola total 2009 (1.000 ha)	Lavoura anual (%)	Lavoura permanente (%)	Pastagens (%)
Brasil	15,4	5,5	264.500	23,1	2,8	74,1
Estados Unidos	17,6	1,2	403.451	40,3	0,7	59,0
Austrália	10,8	2,3	409.029	11,5	0,1	88,4
Indonésia	27,3	16,9	53.600	44,0	35,4	20,5
Malásia	49,3	10,6	7.870	22,9	73,5	3,6
China	49,5	10,0	1.048.636	21,0	2,7	76,3
Vietnã	69,0	19,7	10.272	61,1	32,6	6,2
Índia	68,7	17,2	179.963	87,8	6,5	5,7
Taiilândia	65,9	12,4	19.795	77,3	18,7	4,0

Fonte: Fao Statistical Yearbook (2013).

A descoberta do rio Hamza, que nasce no Acre, com 6.000 km de extensão, largura variando de 200 a 400 km, com 4 km profundidade e velocidade de 10 a 100m/ano, enquanto o rio Amazonas apresenta velocidade de 0,1 a 2m/s; e do aquífero Alter do Chão, com o dobro do volume estimado do aquífero Guarani, despertaram o interesse da comunidade científica mundial.

As limitações em relação às propostas internacionais para redução dos desmatamentos e queimadas para a Amazônia recaem na dimensão liliputiana¹, considerando a magnitude da população regional. Ressalte-se a dimensão da economia amazônica, pelas especificidades social, econômica, histórica e política dos estados componentes. Sobrepõe-se ainda, a perda relativa e absoluta da população rural, a escassez de tecnologias, a corrupção, o vandalismo e o baixo nível de educação formal.

Os serviços ambientais que constituem a espinha dorsal de muitas propostas internacionais para a Amazônia vão ser vítimas do seu próprio sucesso. A tendência do crescimento das atividades mais amigáveis com relação ao meio ambiente no país e no exterior, aumentando a oferta de serviços ambientais, irá reduzir os preços do mercado de carbono no futuro. O mercado de carbono obedece às mesmas regras da oferta e demanda de um bem ou serviço econômico (Wunder et al., 2008).

No contexto internacional, a proposta do Mecanismo do Desenvolvimento Limpo (MDL) aprovado no Protocolo de Quioto, em 1997, teve forte participação nos projetos de energia no país. O fracasso do MDL em projetos no âmbito das florestas tropicais levou à criação da Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD), que surgiu na 11^a Reunião das Partes sobre o Clima (COP 11), em Montreal, em 2005, e foi aprovada na COP 13, em Bali. A REDD se reflete no governo brasileiro com a criação do Fundo Amazônia, pelo Decreto 6.527, de 01/08/2008, abrigado no âmbito do BNDES. No período de 7 a 18 de dezembro de 2009, representantes de 193 países estiveram reunidos em Copenhague, na Dinamarca, para discutir sobre o futuro das negociações climáticas (COP-15) quando à redução das emissões de carbono. O governo brasileiro comprometeu uma redução voluntária de 36,1% a 38,9% até 2020, representando 15% ou 20% em relação a

¹ Liliput, terra imaginária habitada por pessoas de minúscula estatura, do romance *Viagens de Gulliver*, do escritor inglês Jonathan Swift (1667-1745).

2005, extraoficialmente, pode-se afirmar que já foi cumprida a meta estabelecida com a redução dos desmatamentos e queimadas verificada a partir de 2004. A orientação dessas propostas com resultados duvidosos para a Amazônia recai na ótica dos doadores externos, na concepção da utilização da “floresta em pé”, com a valorização dos produtos extrativos dos “povos da floresta”, comunidades tradicionais, indígenas, ribeirinhas, etc. (Homma, 2013b).

Para os países desenvolvidos, a forma mais barata para reduzir as emissões de carbono seria suprimir os desmatamentos e queimadas nos países tropicais. Dessa forma, a região amazônica deve receber especial atenção por parte dos promotores do REDD, em razão das perdas de florestas e das possibilidades de mitigação das alterações climáticas, sobretudo por meio do desmatamento evitado. Muitas dessas propostas não passam de um *assistencialismo ambiental*, se o montante de recursos prometidos for colocado à disposição, a internacionalização branca da Amazônia estará em marcha, transformando-a em um paraíso para as ONGs, em obediência às agendas externas dos doadores internacionais e à tênue separação entre o Estado e os movimentos sociais e ambientais, prescindindo dos parques investimentos federais, estaduais, municipais e privados na região (Carrasco, 2003; Nascimento, 2014). As crises internacionais, a contínua criação de Unidades de Conservação e a dificuldade de gestão dessas áreas, necessidade de visibilidade das corporações internacionais, a relativização da soberania nacional e a desorganização do setor público aumentam a dificuldade de viabilizar o mercado de carbono e a adoção automática das propostas do REDD.

A responsabilidade da redução dos impactos ambientais na Amazônia pelos consumidores constitui uma nova vertente de pressão que deverá crescer no futuro (Carrasco, 2003; Nascimento, 2014). Este monitoramento será efetuado por grandes ONGs ambientais, que passam a atuar tanto no âmbito do produto (soja, carne, madeira de florestas nativas e plantadas, dendezeiro, etc.) como no âmbito territorial, como ocorre com o Programa Municípios Verdes, criado pelo Decreto 54, de 29 de março de 2011, pelo governo do estado do Pará. Os municípios que tiveram todo o estoque madeireiro extraído no passado, com a cobertura florestal reduzida e com a introdução de atividades produtivas dinâmicas, têm maiores chances dessa conversão. A percepção relativa aos sinais de mercado pode ajudar nesta reconversão.

Para isso é importante reduzir o custo do calcário, fertilizantes, serviços de mecanização e outros insumos agrícolas (sementes, mudas etc.), além da oferta de tecnologia e de assistência técnica. A melhoria de infraestrutura e a criação de mercados agrícolas de produtos com gradientes de sustentabilidade adequados (econômicos, sociais e ambientais) teria um efeito positivo e silencioso dessa reconversão para a criação de uma Nova Natureza na Amazônia. Ressalta-se a impossibilidade ou a complexidade de se obter gradientes econômicos, sociais e ambientais homogêneos para estes indicadores.

A abundância e a escassez de água

Na Amazônia, a agricultura das várzeas sempre tem sido afetada pela magnitude das enchentes ou das vazantes extremas. Em 29/05/2012, a cota do rio Negro, que mantém as medições a partir de 1902, registrou o recorde histórico, com a cota de 29,97m, suplantando as cheias de 1953, que permaneceu nesta posição por 56 anos, com 29,69m; e a de 2009, com 29,77 (Tabela 3).

Tabela 3. Dez cotas máximas e mínimas atingidas pelo rio Negro na cidade de Manaus (1902-2010) (metros).

Ano	Cheia		Ano	Vazante	
	Cota máxima	Data		Cota mínima	Data
2012	29,97	29/05	2010	13,63	24/10
2009	29,77	01/07	1963	13,64	30/10
1953	29,69	09/06	1906	14,20	13/11
1976	29,61	14/06	1997	14,34	04/11
2014	29,50	03/07	1916	14,42	07/10
1989	29,42	03/07	1926	14,54	12/10
1922	29,35	18/06	1958	14,74	18/10
2013	29,33	14/06	2005	14,75	25/10
1999	29,30	24/06	1936	14,97	29/09
1909	29,17	14/06	1998	15,03	30/10

Fonte: <http://www.portodemanaus.com.br/?pagina=niveis-maximo-minimo-do-rio-negro>.

Em 2005, a despeito da cota do rio Negro indicar 14,75m, sendo a oitava vazante no *ranking*, os seus efeitos foram dramáticos: impediu a navegação fluvial para as comunidades, causou a mortandade de peixes e colapso da produção das várzeas. Em 24/10/2010 atinge o recorde

histórico de menor vazante, com a cota de 13,63m, superando a mínima de 1963, com 13,64 m (Tabela 3).

Ao relacionar os recordes de cheias e vazantes do rio Amazonas com as mudanças climáticas fica um grande questionamento, uma vez que já ocorreram estes mesmos fenômenos no passado. Os seus efeitos estão sendo ampliados com a atual magnitude da população residente, tanto urbana como rural e, naturalmente, dos desmatamentos acumulados. Esses eventos, maiores cheias e menores vazantes muito próximos, têm conduzido à incapacidade de escoamento das águas das várzeas, sobretudo no estado do Amazonas, impossibilitando o seu uso para agricultura, levando a desmatamento em áreas de terra firme. Todos esses eventos produziram situações inusitadas que chamaram atenção da imprensa nacional e mundial: decretação de calamidade pública nos municípios atingidos, perda de roçados, fome, impedimento das crianças irem para as escolas e, em 2010, a impossibilidade dos eleitores comparecerem aos locais de votação em alguns municípios do estado do Amazonas.

Nas áreas de terra firme, na concepção dos agricultores, a instabilidade das chuvas tem provocado ilações muitas vezes contraditórias: secas mais prolongadas, atraso no início das chuvas, escassez e fortes chuvas, ventos fortes com destelhamento de casas. Isto tem sido exteriorizado na seca das pastagens, secamento e rompimento de açudes, igarapés e rios, necessidade de irrigação para culturas como pimenta-do-reino e açaizeiro, proliferação de incêndios florestais, seca no Marajó. Por outro lado, o excesso de chuvas tem se traduzido em vicinais intransitáveis, perda de safras agrícolas, proliferação de doenças, inundações das periferias urbanas e ruas alagadas.

O uso da irrigação na Amazônia tem ampliado para cultivos além das hortaliças, tais como arroz, açaizeiro, bananeira, pimenta-do-reino, pastagens, cacaueteiro, coqueiro, laranjeira, limoeiro, mamoeiro, aceroleira e abacaxizeiro. A motivação decorre da obtenção da produção na entressafra, bem como de superar os riscos da seca, que para muitos produtores tem acentuado, em comparação com décadas anteriores a 1970. A irrigação no cultivo de arroz se expandiu na região conhecida como Mapitoba (Maranhão, Piauí, Tocantins e Bahia) e na Baixada Maranhense. A migração das atividades agrícolas, para essa região sobretudo de grãos, decorre, além da viabilidade agrícola e logística, das possibilidades da utilização do maior percentual das terras das propriedades (65%).

De acordo com dados do IBGE, 64,82% (média de 2010/12) da produção nacional de arroz vem das lavouras do Rio Grande do Sul, com área plantada de mais de 1 milhão de hectares (Rolon, 2014). Isto ilustra a alta dependência do arroz consumido no país, sendo proveniente deste sistema de irrigação. Estes agroecossistemas representam grande parcela das áreas úmidas artificiais que, com o crescimento da demanda de arroz, deve chegar a um limite. No futuro haverá a necessidade de buscar novas áreas de plantios, como em Roraima, Marajó, Mapitoba etc.

A falta de água que assolou o Sudeste e o Sul do país em 2014, antes exclusivo do Nordeste brasileiro, e com prognósticos de repetição nos próximos anos, traz diversos recados para a agricultura e a geração de energia na Amazônia e no país. A primeira, refere-se ao aumento de risco climático para as atividades agrícolas nestas regiões, já presentes também na Amazônia, com maior disponibilidade de recursos hídricos e de energia hidráulica. A segunda, quanto à necessidade premente de pôr em prática a recomposição das ARL e de APP, tanto na Amazônia quanto nas áreas fora da região. A terceira, a de desenvolver variedades de plantas mais resistentes à seca, reciclagem de água, aproveitamento das águas da chuva e aumento da produtividade agrícola. Questiona-se muito sobre a utilização da água para obtenção de determinado produto da agricultura, mas não se pode esquecer que a água utilizada na agricultura vai retornar ao ciclo natural da evaporação, infiltração, escoamento etc. Como ocorre a redução do estoque disponível para usos alternativos vitais, daí a necessidade da gestão apropriada. A escassez hídrica no Sul e Sudeste põe em risco a segurança alimentar do país, impulsionando o seu deslocamento em direção à Amazônia.

Como as nascentes do rio Amazonas e da maioria de seus afluentes têm suas origens nos países vizinhos, onde ocorrem desmatamentos nas cabeceiras desses rios, há necessidade de estabelecer um *condomínio dos países da bacia amazônica* (Kinoshita, 2014). Muitos afluentes da margem direita do rio Amazonas e o rio Tocantins têm suas nascentes nos cerrados, que vem sofrendo forte desmatamento nas suas cabeceiras, decorrentes da expansão agrícola.

Contornar a redução da mão de obra

Há uma escassez de mão de obra no meio rural que se evidencia em diversas atividades agrícolas braçais e entre aqueles que exigem maior

habilidade. Esta decorre da migração rural-urbana, da modernização da agricultura, da busca de condições mais favoráveis nos centros urbanos, da fuga de trabalhos penosos e da baixa remuneração, da legislação trabalhista, dos aspectos éticos e das transferências de renda governamentais, que se acentuam a partir de 2003. Os médios e grandes produtores tendem a migrar para atividades nas quais é possível efetuar a mecanização, ganhando economia de escala ou menos intensiva em mão de obra. O desenvolvimento de um novo modelo de relações trabalhistas no meio rural é imprescindível para estimular a geração de empregos existentes que não são incorporados por restrições legais.

O uso de herbicidas, roçadeiras costais, motosserras, despolpadeiras, tem crescido, aumentando a produtividade da mão de obra. É imprescindível o desenvolvimento de novos equipamentos para aumentar a produtividade da terra e da mão de obra na pequena produção. Entre esses equipamentos poderiam ser mencionados pequenos tratores e implementos adequados para as condições amazônicas, quebradeira manual de castanha-do-pará, despolpadeira de fruto de bacuri, descascadora de sementes de andiroba, quebradeira de coquilhos de tucumã e murumuru, secadores de frutos etc.

Para muitas atividades agrícolas constitui-se ainda um repto o desenvolvimento de equipamentos para a sangria da seringueira, a colheita do cacau, cupuaçu, pimenta-do-reino, pupunha, entre os principais. A colheita do dendezeiro constitui também um desafio que está induzindo o aparecimento de equipamentos que viabilizem o corte das palhas e dos cachos dessa palmácea. Estas limitações conduzem a uma grande oportunidade para os pequenos produtores, em decorrência da mudança dessas atividades por médios e grandes produtores, provocada pela legislação trabalhista, mudando os sistemas de produção no país.

A sucessão rural no campo, mesmo em regiões desenvolvidas como no Sul e Sudeste do país, com os benefícios de estradas asfaltadas, luz elétrica, internet, celular, escolas, os jovens preferem morar nas cidades, permanecendo apenas os idosos no meio rural. Na região amazônica, onde as condições são mais inóspitas, o atrativo para as cidades é muito maior, pelas facilidades de educação, saúde, transporte, oportunidades de emprego e ascensão profissional. A defesa da permanência dos pequenos produtores no campo vai depender de maiores investimentos, em infraestrutura social e produtiva, segurança pública e fundiária e definição concreta de políticas em favor do meio rural.

No estado do Amazonas, após a implantação da Zona Franca de Manaus em 1967 e a sua extensão até 2073², baseando-se apenas na perenização dos incentivos, constitui uma incógnita a longo prazo, pois tem provocado forte migração rural urbana. Como consequência da geração de empregos promovido pelo Polo Industrial de Manaus e do crescimento do setor de serviços, ocorreu drenagem da mão de obra rural, promovendo a redução da produção de alimentos e o abandono da produção de juta e malva. O estado do Amazonas apresenta uma forte dependência de importação de alimentos (arroz, frangos, leite, farinha, carne, peixe, frutas etc.), oriundos de estados vizinhos e de outras regiões do país ou do exterior. A desaculturação alimentar com o consumo de refrigerantes, maçãs, mais acessíveis do que as frutas regionais, iogurtes etc., verifica-se não somente nas capitais, mas nas comunidades interioranas e até nas populações indígenas (Alves & Homma, 2008).

Nos estados de Roraima, Amapá e Amazonas a população residente nas capitais supera mais da metade da população estadual. O estado do Acre caminha neste mesmo sentido, sem incluir outros estados com grande massa populacional urbana (Tabela 4). Isto sinaliza um grande mercado para consumo de alimentos, a escassez da mão de obra e a perda do poder político no meio rural.

Tabela 4. Estimativa da população residente em 1 de julho de 2014.

Estado	População total	População Capital	% Capital relação Estado
Roraima	496.936	314.900	63,37
Amapá	750.912	446.757	59,50
Amazonas	3.873.743	2.020.301	52,15
Acre	790.101	363.928	46,06
Rondônia	1.748.531	494.013	28,25
Mato Grosso	3.224.357	575.480	17,85
Pará	8.073.924	1.432.844	17,75
Tocantins	1.496.880	265.409	17,73
Maranhão	6.850.884	1.064.197	15,53
Região Norte	17.231.027	5.338.152	30,98
Amazônia Legal	27.306.268	6.977.829	25,55
Brasil	202.768.562	2.852.372	

Fonte: IBGE

² Em 05/08/2014 foi aprovada a Emenda Constitucional nº 83 que prorrogou os benefícios tributários da Zona Franca de Manaus por 50 anos, até 2073.

Especialização ou sistemas complexos?

A mudança para uma agricultura de precisão, com a utilização de *drones*, tratores conectados com satélites, informatização das atividades, já é uma realidade em diversas propriedades avançadas no país e no exterior. Hardy (2014) cita o exemplo que considera uma tendência, de um agricultor em Indiana, nos Estados Unidos, produtor de grãos, em uma propriedade de 8 mil hectares, administrada com 25 pessoas, que no passado exigiria até 600 empregados. A cadeia produtiva está articulada com a tecnologia da informação, envolvendo bancos, fornecedores de insumos, Bolsa de Chicago, condições meteorológicas, etc. Isso leva à especialização da agricultura onde sistemas complexos, com muitas plantas ou animais, tornam bastante difícil a sua adoção. A escassez de mão de obra no meio rural tende a conduzir a este modelo de agricultura para garantir a sua sobrevivência em longo prazo.

A integração entre grandes empresas voltadas para o beneficiamento ou industrialização de produtos agrícolas, pecuários, extrativos e pesqueiros, até então havia pouca preocupação com a sustentabilidade em longo prazo. A integridade da fonte produtora de matéria-prima sempre foi uma questão secundária neste sistema de monopólio ou oligopólio³ prevalecente. Mais recentemente, as questões ambientais e éticas (mão de obra infantil, trabalho escravo, segurança alimentar, atendimento à legislação trabalhista etc.) passaram a ser exigidos pelos consumidores desses produtos. Para muitos produtos extrativos, o pagamento de preços reduzidos para aqueles envolvidos na extração a consequência foi o esgotamento dos recursos naturais (madeira, peixes, pau-rosa, castanha-do-pará etc.); e determinados produtos como carne, leite, dendê, arroz, milho, soja, algodão, polpas e sucos de frutas apresentam uma cadeia produtiva e tecnologicamente mais organizada. A participação de pequenos produtores ocorre naquelas atividades onde é difícil efetuar a mecanização de alguma etapa do processo produtivo (babaçu, castanha-do-pará, pau-rosa, juta, malva, dendê, maracujá, cupuaçu, cacau, etc.). Talvez, com exceção do dendezeiro, a integração entre a grande empresa e os pequenos produtores ocorra de forma mais completa com assistência

³ Monopólio forma de mercado quando existe apenas um comprador do recurso e oligopólio quando existem poucos compradores, que é comum encontrar na Amazônia, tanto em nível local quanto regional

técnica, aquisição da produção, vigilância com relação ao aparecimento de pragas e doenças, mas representa também uma grande fragilidade. Para cultivos em que o dualismo tecnológico tende a favorecer grandes áreas com avançada mecanização, como ocorre com os grãos (soja, arroz, milho, feijão), algodão etc., a integração com pequenos produtores não tem sido viável. A agroindustrialização é importante para aumentar a renda dos pequenos produtores ao permitir a venda de produtos com pouco valor comercial *in natura*, garantir a sua comercialização e reduzir o peso ou volume dos produtos.

A contínua oferta de tecnologia constitui a grande limitação para gerar novas alternativas econômicas, reduzir os impactos ambientais e a melhoria da qualidade de vida na região. A entropia negativa das instituições públicas, dos legisladores e também dos acadêmicos, tem dificultado a busca concreta desses objetivos, a despeito dos avanços realizados.

A transformação da agricultura tradicional

Este título, tomado emprestado do clássico livro de Theodore Schultz (1902-1998), Prêmio Nobel de Economia de 1979, serve para ilustrar algumas metamorfoses que estão ocorrendo e outras que deverão prosseguir nos anos futuros (Schultz, 1965).

Historicamente, verifica-se a queda da produção ou o desaparecimento de diversos produtos tradicionais da Amazônia nestes últimos 50 anos. É o caso das lavouras de juta e malva, arroz, rebanho bovino e bubalino na ilha de Marajó, mamão e melão, borracha extrativa, pau-rosa, madeira, castanha-do-pará etc. (Tabela 5). Estas decorreram da depredação dos recursos naturais, da competição com outros locais, dos custos de produção mais elevados, da baixa lucratividade e das políticas ambientais.

O baixo custo de oportunidade da pecuária extensiva (leite e corte) está conduzindo à substituição destas atividades pelo cultivo de grãos, dendezeiro, fruteiras etc., com maior densidade de renda/hectare. A baixa produtividade da terra e da mão de obra das atividades extensivas e do uso da tecnologia convencional induz a uma reduzida rentabilidade, inviabilizando estes produtos em médio e longo prazos. A justificativa de nichos de mercados (*green products*, produtos orgânicos etc.) é possível, porém, com a democratização desses produtos, a massificação

Tabela 5. Rebanho bovino e bubalino nas microrregiões da mesorregião do Marajó (1990 a 2013).

Microrregião	Rebanho	1990	1992	1995	2000	2001	2002
Portel	Bovino	48.409	60.160	54.238	29.078	19.654	18.357
	Bubalino	3.071	3.518	4.491	5.073	5.244	5.559
Furos de Breves	Bovino	5.980	7.179	8.371	8.303	6.828	6.928
	Bubalino	7.423	8.845	9.795	7.909	6.048	6.925
Arari	Bovino	549.653	464.551	538.302	358.919	353.330	345.090
	Bubalino	527.735	520.753	600.036	309.847	306.754	300.184
Mesorregião Marajó	Bovino	604.042	531.890	600.911	396.300	379.812	370.375
	Bubalino	538.229	533.116	614.322	322.829	318.046	312.668

Tabela 5 (cont.). Rebanho bovino e bubalino nas microrregiões da mesorregião do Marajó (1990 a 2013).

Microrregião	Rebanho	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Portel	Bovino	18.825	18.766	20.085	20.388	19.276	19.408
	Bubalino	5.729	6.241	6.453	6.662	7.009	7.222
Furos de Breves	Bovino	7.238	7.312	7.867	8.008	6.785	6.689
	Bubalino	8.329	10.688	12.205	13.484	10.236	10.685
Arari	Bovino	345.401	305.316	321.162	250.644	260.037	262.554
	Bubalino	316.923	276.024	290.168	243.400	254.487	257.400
Mesorregião Marajó	Bovino	371.464	331.394	349.114	279.040	286.098	288.651
	Bubalino	330.981	292.953	308.826	263.546	271.732	275.307

Tabela 5 (cont.). Rebanho bovino e bubalino nas microrregiões da mesorregião do Marajó (1990 a 2013).

Microrregião	Rebanho	2009	2010	2011	2012	2013
Portel	Bovino	19.112	19.608	19.256	19.876	14.044
	Bubalino	7.455	7.813	8.206	8.656	2.361
Furos de Breves	Bovino	7.306	7.501	7.592	7.968	5.613
	Bubalino	10.452	10.818	10.959	12.114	12.639
Arari	Bovino	271.135	279.723	291.143	253.285	232.256
	Bubalino	3.249.369	263.088	292.499	252.448	363.128
Mesorregião Marajó	Bovino	297.553	306.832	317.991	281.129	251.913
	Bubalino	267.276	281.719	311.664	273.218	378.128

Fonte: IBGE

é inevitável. Uma possível tendência em longo prazo seria a de grande parcela dos produtores adotarem procedimentos menos agressivos ao meio ambiente (redução do uso de agroquímicos, proteção do solo e da água etc.) e que os movimentos em favor da agricultura orgânica, agroecológica, perderiam a sua importância futura (Guthman, 2004).

Novas tendências com relação ao extrativismo devem ocorrer com a implementação do Código Florestal, concernente à recuperação das ARL e APP, que seriam plantadas e depois incorporadas à vegetação secundária. A reconversão de plantios para matas podem ser vistos na Fazenda Aruanã, em Itacoatiara (AM), onde se localiza a maior plantação de castanheiras do país, e uma parte encontra-se no meio da vegetação secundária. Outros casos similares podem ser observados em áreas de manejo de bacurizeiros, de plantios de seringueiras (Tomé-Açu, Belterra, Medicilândia, Capitão Poço), cumaruzeiros abandonados etc. As espécies vegetais com maior esforço de domesticação tendem a sucumbir quando são abandonadas.

Na Inglaterra, em 1995 havia 35.000 fazendas leiteiras, porém, em 2013, este número caiu para 13.265 fazendas (Henley, 2014). As fazendas leiteiras naquele país estão intensificando a produção, como se fosse uma criação de frangos de corte ou galinhas para postura. Este mesmo procedimento pode ser visto no município de Araras, em São Paulo, na Fazenda Colorado, com 1.700 vacas leiteiras, e produtividade de 41 litros/vaca/dia (Fazenda, 2014). A criação do rebanho dependente do pastejo está cedendo lugar a grandes galpões para a criação de vacas leiteiras ou de corte em confinamento e automatizadas. Este procedimento deve avançar na pecuária brasileira e, futuramente, nos estados da Amazônia Legal.

No início dos anos 1970, os frangos brasileiros eram abatidos com 60 dias, e atualmente com 42 dias ou menos, pesando 1,680 kg cada. Os avanços da avicultura brasileira são resultantes da introdução de inovações nas áreas de genética, nutrição, sanidade e novos equipamentos no sistema criatório. O consumo de frango industrial produziu modificações nos hábitos alimentares, sendo antes associado a pessoas doentes e mulheres em resguardo, passou a ser consumido em almoços domingueiros e posteriormente acessível para toda a população brasileira. Em 2004, o Brasil conquistou a liderança mundial nas exportações de frango, quando ultrapassou os Estados Unidos, que é o maior produtor mundial deste produto.

A revolução que ocorreu na avicultura brasileira poderia ser estimulada para a piscicultura na Amazônia. Concentrando 20% de água doce do planeta e da disponibilidade de recursos aquáticos, vem sendo submetida à prática secular do extrativismo predatório, com redução dos estoques pesqueiros e várias espécies em risco de extinção. Mato Grosso, Maranhão, Amazonas, Roraima, Tocantins, Rondônia e Pará nesta ordem, avançaram na piscicultura ainda com precário nível tecnológico. A criação de peixes nobres como o pirarucu ainda exige muito esforço de pesquisa visando a sua criação em escala comercial (Tabela 6). Com relação a este peixe, o que vem se efetuando até o momento é o manejo e a criação com alevinos obtidos na natureza.

Tabela 6. Produção de pescado (t) nos estados da Amazônia Legal e no Brasil em 2011.

Estados	Pesca Extrativa			Aqüicultura			Total
	Marinha	Continental	Subtotal	Marinha	Continental	Subtotal	
Mato Grosso	-	6.666,6	6.666,6	-	48.748,3	48.748,3	55.414,9
Maranhão	44.599,0	25.743,5	70.342,5	287,6	32.238,0	32.525,7	102.868,2
Amazonas	-	63.743,3	63.743,3	-	27.604,2	27.604,2	91.347,5
Roraima	-	386,2	386,2	-	25.162,9	25.162,9	25.549,1
Tocantins	-	1.927,1	1.927,1	-	12.411,8	12.411,8	14.338,9
Rondônia	-	3.791,3	3.791,3	-	12.098,9	12.098,9	15.890,3
Pará	87.509,3	55.402,7	142.912,0	140,5	10.279,8	10.420,4	153.332,3
Acre	-	2.002,8	2.002,8	-	5.988,3	5.988,3	7.991,1
Amapá	6.756,0	9.891,2	16.647,2	0,0	1.032,0	1.032,0	17.679,2
Amazônia Legal	138.864,3	169.554,70	308.419,00	428,1	175.564,20	175.992,50	484.411,50
Brasil	553.670,0	249.600,2	803.270,284.214,3		544.490,0	628.704,3	1.431.974,4

Fonte: Boletim Estatístico da Pesca e Aqüicultura 2011.

São baixos os indicadores de desenvolvimento humano na região amazônica. A medida resumida do progresso em longo prazo nas três dimensões básicas do desenvolvimento humano: renda, educação e saúde, apresenta um longo caminho que precisa ser avançado (Tabela 7). No estado de Mato Grosso, a agricultura representa 28,6% do PIB estadual (2012). Já no estado do Amapá a participação da agricultura é de apenas 3,2%, Roraima 4,7%, Pará 7,2%, Amazonas 7,4%, Maranhão

15,0%, Acre 18,3%, Tocantins 16,3% e Rondônia 20,5%. A contribuição da Amazônia Legal no PIB nacional é de 8,4%, pouco mais do dobro do estado de Santa Catarina (4,0%). Ressalta-se que a participação da agricultura no PIB estadual no estado do Pará está sendo reduzida pela forte influência do setor mineral. O Programa Bolsa Família constitui uma aposta na segunda geração, criando estímulo para que as crianças estudem. A saída também não consiste em gerar empregos para os pais, pois estes dificilmente poderão ocupá-los devido a sua baixa qualificação (Nobrega, 2014).

Tabela 7. Indicadores de PIB e famílias atendidas no Programa Bolsa Família.

Estados	% PIB do país 2012	% Agricultura PIB estadual 2012	PIB per capita 2011	Famílias atendidas 12/2014	IDHM 2010
Rondônia	0,7	20,5	17.659,33	110.519	0,690
Acre	0,2	18,3	11.782,59	77.775	0,663
Amazonas	1,5	7,4	18.244,30	355.106	0,674
Roraima	0,2	4,7	15.105,86	47.736	0,707
Pará	2,1	7,2	11.493,73	882.706	0,646
Amapá	0,2	3,2	13.105,24	55.272	0,708
Tocantins	0,4	16,3	12.891,19	137.642	0,699
Maranhão	1,3	15,0	7.852,71	980.765	0,639
Mato Grosso	1,8	28,6	23.218,24	181.267	0,725
Amazônia Legal	8,4			2.828.788	
Brasil	100,0	5,3	21.535,65	13.750.883	0,727

Fonte: Dados básicos do IBGE, Ministério de Desenvolvimento Social e FIRJAN

O futuro da pequena produção na Amazônia

Os dados estatísticos oficiais afirmam que a "agricultura familiar constitui o segmento responsável por 4,3 milhões de unidades produtivas – o que representa 84% dos estabelecimentos rurais do país – 33% do Produto Interno Bruto (PIB) Agropecuário e emprega 74% da mão de obra no campo e responsável por produzir 70% dos alimentos consumidos pelos brasileiros todos os dias" (Plano, 2013). Para Hoffmann (2014), estes dados estão superestimados, correspondendo a menos de 25% do total das despesas das famílias brasileiras com alimentos provenientes da pequena produção. Essa situação vem sendo alterada nas últimas quatro décadas, sobretudo na produção brasileira de grãos,

que teve uma expansão de quase oito vezes (1970/2013), resultante dos ganhos contínuos de produtividade e da agricultura mecanizada (Embrapa, 2014).

É baixa a contribuição de pequenos produtores no contexto da produção agrícola regional, que vem perdendo a participação absoluta e relativa com o avanço de grandes monocultivos (Homma et al., 2014). A contribuição da pequena produção na alimentação da população regional varia por produto, estado, município e hábitos alimentares regionais. Muitos produtos são exclusivos de pequenos produtores, como a produção de farinha de mandioca, leite, castanha-do-pará, borracha extrativa, pesca artesanal, fruteiras nativas, caça e plantas medicinais. Outros a dominância é de médios e grandes produtores, como ocorre nas lavouras mecanizadas (soja, algodão, milho, arroz, feijão), pecuária de corte, dendezeiro, reflorestamento. Há necessidade de ampliar contribuição da pequena produção na Amazônia, sobretudo nas atividades com alta densidade de renda e intensivas em mão de obra.

Se analisarmos os treze alimentos que compõem a cesta básica do Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos (Dieese): carne, leite, feijão, arroz, farinha, batata, tomate, pão, café, banana, açúcar, óleo e manteiga, verifica-se para a região amazônica produtos como arroz, feijão, hortaliças, frutas, frango, ovos, trigo, leite, óleo, manteiga são provenientes de outras regiões do país ou importados.

A produção de arroz, milho e feijão tinha maior participação de pequenos produtores na Amazônia no passado e estão sendo substituídos pela agricultura mecanizada. A lavoura de arroz "no toco" (sem mecanização e adubação), somente produz quando é efetuado em áreas derrubadas de floresta densa ou de capoeirão (vegetação secundária em torno de 10 anos), sendo indicadora de desmatamento. A autossuficiência do arroz na Amazônia foi interrompida com a redução dos desmatamentos, crescimento populacional, sanções legais (arrozeiros de Roraima) e com a falta de maior aporte tecnológico (Jari), sendo abastecida com arroz proveniente do Rio Grande do Sul. A produção de arroz vem apresentando tendência decrescente para os principais estados produtores (Maranhão, Tocantins e Mato Grosso), sendo que no estado do Pará, está reduzida a um terço em relação ao pico já atingido no passado, e também, com redução na produção de feijão e mandioca (Tabela 8).

Tabela 8. Produção de arroz nos estados da Amazônia Legal, Rio Grande do Sul e Brasil, 1990 a 2013.

Estados	1990	1995	2000	2005	2006	2007
Mato Grosso	420.722	762.327	1.851.517	2.262.863	720.834	707.167
Maranhão	464.796	951.579	727.442	673.291	702.224	684.949
Tocantins	260.850	417.148	391.827	463.529	263.212	364.970
Rondônia	138.223	262.436	154.007	214.808	141.944	145.502
Pará	148.123	337.758	403.815	631.724	398.620	368.410
Roraima	11.858	49.540	50.850	119.401	111.250	106.000
Acre	43.610	51.272	35.537	31.561	32.490	28.099
Amazonas	2.745	6.538	33.825	16.843	19.474	14.614
Amapá	338	738	960	4.006	1.800	2.184
Rio Grande do Sul	3.194.390	5.038.109	4.981.014	6.103.289	6.784.236	6.340.136
Brasil	7.420.931	11.226.064	11.134.588	13.192.863	11.526.685	11.060.741

Tabela 8 (cont.). Produção de arroz nos estados da Amazônia Legal, Rio Grande do Sul e Brasil, 1990 a 2013.

Estados	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Mato Grosso	682.506	792.671	687.137	654.716	456.544	497.283
Maranhão	685.618	609.290	589.945	707.846	439.143	481.396
Tocantins	420.584	376.119	447.320	467.710	348.241	489.577
Rondônia	144.311	159.151	164.701	168.956	239.082	125.441
Pará	292.355	302.989	263.874	209.491	211.335	205.358
Roraima	125.800	85.325	85.325	107.075	106.681	89.069
Acre	28.569	21.140	25.826	23.746	18.358	15.407
Amazonas	9.932	9.986	8.716	11.080	12.908	8.201
Amapá	3.483	4.053	4.428	2.833	2.640	2.390
Rio Grande do Sul	7.336.443	7.977.888	6.875.077	8.940.432	7.692.223	8.099.357
Brasil	12.061.465	12.651.144	11.235.986	13.476.994	11.549.881	11.782.549

Fonte: Dados básicos do IBGE.

Ciência e tecnologia para agricultura

Em termos de avanço tecnológico, a inserção da motosserra, no início da década de 1970, aumentou a produtividade da mão de obra no desmatamento em 700% e da extração madeireira em 3.400%. Grandes obras, como a abertura da rodovia Transamazônica (1972), a inauguração da Hidrelétrica de Tucuruí (1984), a ponte sobre o rio Guamá, inaugurada pelo presidente Fernando Henrique Cardoso em 2001, e a ponte sobre o rio Negro, inaugurada pela presidenta Dilma Rousseff em 2011, atestam a modernidade na Amazônia. Comprova-se que não existem desafios para as grandes obras de engenharia enquanto prevalecem às dificuldades para superar os problemas da pobreza, da educação, da saúde, da tecnologia agrícola e ambiental, muitas ainda utilizando tecnologias neolíticas ou do século 19.

Em 1971, quando o autor deste artigo iniciou suas atividades no Instituto de Pesquisa e Experimentação Agropecuária da Amazônia Ocidental (IPEAAOc), atual Embrapa Amazônia Ocidental, havia apenas três pesquisadores com nível de mestrado em toda a Amazônia Legal que se dedicavam à pesquisa agrícola. Em 30/11/2014 a Amazônia Legal apresentava um total de 7.547 doutores para todas as áreas do conhecimento, representando 6,39% do total nacional (118.065), sem dúvida, um avanço sem precedentes. Contudo, deve ser ressaltado que este número é inferior ao existente na Universidade de São Paulo, que conta com 7.998 doutores. A Tabela 9 mostra o predomínio dos pesquisadores nas áreas de Ciências Biológicas e das Ciências Humanas e Ciências Sociais Aplicadas. O grande contingente de pesquisadores na área biológica poderia ser direcionando para promover um avanço na piscicultura na Amazônia.

Ocorreu grande avanço na fronteira do conhecimento científico na área de recursos naturais com suas inter-relações, de ciências humanas e de descobertas tecnológicas, cujas análises estão contidas em outros textos do autor (Homma, 2012; Homma, 2013b; Homma et al., 2014). Ressalta-se, a despeito de todo este avanço, que os pesquisadores ainda não produziram o grande choque tecnológico que a região está aguardando. A reduzida produção de conhecimento científico e tecnológico constitui uma das razões dos impactos ambientais, da depredação dos recursos naturais e da baixa produtividade da agricultura regional. Grande parte

das inovações tem sido efetuada pelos empresários schumpeterianos⁴, com base nas tentativas de similaridades com outras regiões do país e do mundo.

Tabela 9. Contingente de pesquisadores com nível doutorado cadastrados na Plataforma Lattes (30/11/2014).

Estados	Ciências Agrárias	Ciências Biológicas	Ciências Humanas	Ciências Sociais Aplicadas
Acre	60	25	65	17
Amapá	13	26	51	14
Amazonas	148	288	160	74
Pará	242	402	392	170
Rondônia	44	31	83	35
Roraima	42	27	50	17
Tocantins	107	52	86	35
Maranhão	127	105	214	86
Mato Grosso	336	183	287	86
Amazônia Legal	1.119	1.139	1.388	534
Brasil	11.730	14.895	19.060	11.680

Fonte: Elaborada pelo autor, com base nos dados do CNPq.

A despeito do potencial da biodiversidade, as políticas voltadas para a ciência e tecnologia (C&T) na Amazônia Legal não correspondem à ênfase dos discursos oficiais, predominando ainda o uso de tecnologias indígenas, as transferidas pelos migrantes e instituições de pesquisas nacionais e externas, com pouca oferta de tecnologias autóctones (Academia, 2008; Plano, 2013). Como o PIB da Amazônia Legal, foi da ordem de R\$ 371.034 milhões em 2012 (8,4% do País), e o país investiu 1,74% do PIB para C&T (2012), se aplicar este mesmo percentual, isso indica que justificaria investir 6.456 milhões de reais anuais para a pesquisa C&T na Amazônia Legal. Com relação aos recursos federais em C&T, devido à abrangência interestadual ou nacional das Instituições, é difícil precisar por estado, além da interface entre ensino e pesquisa. Os investimentos dos governos estaduais da Amazônia Legal somaram R\$ 674,9 milhões em 2012 (Tabelas 10 e 11). O atual

⁴ Homenagem a Joseph Schumpeter (1883-1950), para ressaltar o papel dos empresários inovadores promovendo contínuo processo de “destruição criadora”, alavancando a economia.

nível de investimentos em C&T da Amazônia Legal, inferior à participação do PIB, indica um *paradoxo* – de que a região amazônica está drenando os investimentos em C&T para as áreas mais dinâmicas do país.

Tabela 10. Dispêndios em C&T pelos governos estaduais e como percentual em relação às receitas totais.

Estados	Dispêndios (R\$ 1 milhão)			% Receitas totais		
	2010	2011	2012	2010	2011	2012
Acre	33,0	46,6	49,0	0,86	1,20	1,01
Amapá	11,3	6,8	10,1	0,43	0,21	0,24
Amazonas	128,9	118,7	129,4	1,33	1,12	1,00
Pará	173,0	153,3	211,8	1,41	1,18	1,33
Rondônia	52,1	63,3	77,7	1,09	1,11	1,32
Roraima	4,9	4,8	10,1	0,21	0,09	0,29
Tocantins	26,6	33,9	26,9	0,52	0,60	0,40
Maranhão	75,1	33,2	32,7	0,88	0,34	0,30
Mato Grosso	106,0	131,6	127,2	1,06	1,23	0,95
Amazônia Legal	610,9	592,2	674,9			
Brasil	10.201,8	11.871,6	13.650,6	1,99	2,10	2,16

Fonte: Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação.

A par da assimetria científica e tecnológica na Amazônia, ressalta-se que não basta apenas duplicar o número de pesquisadores, de investimentos ou a criação de novos centros de pesquisa ou de ensino na região. O atual processo de avaliação da comunidade acadêmica no país, baseado, sobretudo, nas publicações Qualis, tem prejudicado as pesquisas de interesse concreto para a sociedade amazônica (Allegretti, 2014). As pesquisas florestais, a domesticação de recursos da biodiversidade (flora e fauna), o controle das pragas e doenças, o aumento da produtividade dos cultivos anuais e perenes, a regeneração dos ecossistemas destruídos são demoradas, e se contrapõem aos editais de curto prazo e apenas preocupados com quantidade de publicações, seminários, mas com poucos resultados concretos para os produtores.

Na escassez das informações, e para ganhar tempo enquanto essas tecnologias e o conhecimento científico não estiverem disponíveis, uma solução em curto e médio prazos seria utilizar o conhecimento gerado pela experiência dos agricultores. Verifica-se que existe uma grande heterogeneidade tecnológica para qualquer atividade produtiva na

Tabela 11. Dispendio nacional com ciência e tecnologia (C&T) em valores correntes, em relação ao total e em relação ao produto interno bruto (PIB), por setor institucional, 2000-2012.

Ano	PIB em milhões de R\$ correntes	Dispendios em C&T						% em relação ao total			% em relação ao PIB		
		Valores correntes em milhões de R\$			Empresariais			Públicos	Empresariais	Públicos	Empresariais	Públicos	Total
		Federais ⁽²⁾	Estaduais ⁽³⁾	Total	Empresas privadas e estatais ⁽⁴⁾	Outras empresas estatais	federais ⁽⁵⁾						
2000	1.179.482,0	5.795,4	2.854,3	8.649,7	6.066,8	1.122,5	7.189,3	15.839,1	54,61	45,39	0,73	0,61	1,34
2001	1.302.136,0	6.266,0	3.287,1	9.553,1	6.525,2	1.577,3	8.102,6	17.655,6	54,11	45,89	0,73	0,62	1,36
2002	1.477.822,0	6.522,1	3.473,3	9.995,4	7.271,0	2.490,3	9.761,3	19.756,7	50,59	49,41	0,68	0,66	1,34
2003	1.699.948,0	7.392,5	3.705,7	11.098,2	8.343,0	2.837,5	11.180,5	22.278,8	49,82	50,18	0,65	0,66	1,31
2004	1.941.498,0	8.688,2	3.900,5	12.588,6	9.526,3	3.322,8	12.849,1	25.437,7	49,49	50,51	0,65	0,66	1,31
2005	2.147.239,0	9.570,1	4.027,3	13.597,4	11.388,1	3.194,3	14.582,4	28.179,8	48,25	51,75	0,63	0,68	1,31
2006	2.369.484,0	11.476,6	4.282,1	15.758,6	11.895,9	2.886,4	14.782,3	30.540,9	51,60	48,40	0,67	0,62	1,29
2007	2.661.344,0	14.083,5	5.687,4	19.770,9	14.231,5	3.465,7	17.697,3	37.468,2	52,77	47,23	0,74	0,66	1,41
2008	3.032.203,0	15.974,5	7.138,0	23.112,5	17.430,1	4.878,1	22.308,1	45.420,6	50,89	49,11	0,76	0,74	1,50
2009	3.239.404,0	18.475,2	8.424,8	26.900,0	17.787,2	6.711,2	24.498,4	51.398,4	52,34	47,66	0,83	0,76	1,59
2010	3.770.085,0	22.577,0	10.201,8	32.778,7	22.033,6	7.411,0	29.444,6	62.223,4	52,68	47,32	0,87	0,78	1,65
2011	4.143.013,0	23.469,0	11.871,6	35.340,7	23.493,2	9.362,3	32.855,6	68.196,3	51,82	48,18	0,85	0,79	1,65
2012 ⁽⁶⁾	4.392.094,0	26.394,7	13.650,6	40.045,3	24.451,7	11.969,3	36.421,0	76.466,3	52,37	47,63	0,91	0,83	1,74

Fonte: Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação

Amazônia, na qual somente a sua homogeneização já traria consideráveis benefícios para a sociedade. Estas “ilhas de eficiência” estão disponíveis mesmo nas atividades com baixo padrão tecnológico, se denomina “etnotecnologia”. São aqueles conhecimentos gerados pelos próprios agricultores através de tentativas e transmitidos ao longo do tempo, ordinariamente de maneira oral e desenvolvidos à margem do sistema de pesquisa formal. São conhecimentos dinâmicos, que se encontram em constante processo de adaptação, com intervenções da extensão rural, da rede bancária, dos compradores, das tecnologias utilizadas para outros produtos e em outros locais, do aparecimento de pragas e doenças, do mercado de insumos e da legislação trabalhista e ambiental.

Conclusão

Seria possível a população regional obter renda e emprego com a utilização de 82% da “floresta em pé” ou em 18% que já foram desmatados? O desenvolvimento rural na Amazônia, a redução dos impactos ambientais e o cumprimento dos preceitos legais vão depender da criação de alternativas tecnológicas e ambientais. Os problemas ambientais sempre foram abordados na perspectiva da oferta (produtores), mas os consumidores locais, nacionais e externos têm uma parcela de responsabilidade impulsionando a demanda para a madeira, carne, soja etc. Nesse sentido, uma política agrícola é mais importante para resolver os próprios problemas ambientais na Amazônia.

Uma grande revolução tecnológica que poderia ser desencadeada na Amazônia refere-se à piscicultura. A disponibilidade de recursos hídricos apresenta reais chances de substituir a pecuária no futuro, como fonte de proteína e no sentido de liberar áreas de pastagens para outros usos. Mudanças nos padrões de consumo, como a busca de alimentos saudáveis (sem gordura *trans*, glúten, orgânicos etc.) devem caminhar para a democratização, exigindo sair dos nichos de mercado.

O dilema da pequena produção vai depender da sua capacidade de avançar tecnologicamente e de evoluir ao longo do tempo, sem depender de transferências governamentais. Contínuos avanços tecnológicos devem ser proporcionados a este segmento, garantindo uma sustentabilidade endógena e com gradientes de sustentabilidade adequados. A flexibilização na legislação trabalhista torna-se indispensável para gerar mais empregos

e reduzir a massa de desempregados urbanos e rurais, pela tendência das atividades mais intensivas em capital. O desenvolvimento sustentável para a Amazônia é impossível, mas um desenvolvimento mais sustentável é viável e deve ser perseguido a todo custo.

A falta de tecnologia agrícola e ambiental, o baixo nível de educação formal, a governança dos órgãos públicos, e uma revolução nos hábitos de consumo, são algumas das graves questões que se apresentam na Amazônia. Discutir o atual modelo de desenvolvimento e construir alternativas viáveis é de responsabilidade não apenas dos governos, mas de toda a sociedade. Há a necessidade de ampliar o desenvolvimento de tecnologias para o setor rural, cujo esforço tem sido muito mais enfocados para os aspectos sociais e econômicos, se o objetivo concreto for realmente aproveitar os recursos da biodiversidade e o desenvolvimento de uma agricultura com plantas amazônicas.

Referências

- Academia Brasileira de Ciências. 2008. **Amazônia: desafio brasileiro do século XXI**. São Paulo: Fundação Conrado Wessel, 2008. 32p.
- Alden, D. 1974. **O significado da produção de cacau na região amazônica no fim do período colonial**: um ensaio de histórica econômica comparada. Belém: UFPA/NAEA, 90p.
- Allegretti, F. 2014. Artigos de segunda. **Veja**, São Paulo, 10 dez. 2014. p. 104.
- Alves, R. N. B.; Homma, A. K. O. 2008. **Amazônia: do verde ao cinza**. 2. ed. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 243 p.
- Carrasco, L. 2003. **Máfia verde**: o ambientalismo a serviço do governo mundial. 11. ed. Rio de Janeiro: Capax dei, 316p.
- CNBB-Conferência Nacional dos Bispos do Brasil. 2014. **A Igreja e a questão agrária brasileira no início do século XXI**. São Paulo: Paulinas, 128p.
- Daniel, J. 2004. **Tesouro descoberto no máximo rio Amazonas**. Rio de Janeiro: Contraponto, v. 2.
- Embrapa. 2014. **Visão 2014-2034**: o futuro do desenvolvimento tecnológico da agricultura brasileira: síntese. Brasília, DF: Embrapa, 53 p.
- FAO Statistical Yearbook 2013: **World food and agriculture**. Rome, 2013. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/018/i3107e/i3107e00.htm>>. Acesso em: 10/12/2014.
- Fazenda produz 70 mil litros de leite por dia com sistema de carrossel. Disponível em: <<http://g1.globo.com/economia/agronegocios/noticia/2014/12/fazenda-produz-70-mil-litros-de-leite-por-dia-com-sistema-de-carrossel.html>>. Acesso em: 23/12/2014.

- Guthman, J. 2004. **Agrarian dreams: the paradox of organic farming in California**. University of California, 328p.
- Hardy, Q. 2014. Working the land and the data. **New York Times**, Nov. 30, 2014. Disponível em: <http://www.nytimes.com/2014/12/01/business/working-the-land-and-the-data.html?_r=0>. Acesso em: 09/12/2014.
- Henley, J. 2014. The battle for the soul of British milk. **The Guardian**, London, 2 Oct. 2014. Disponível em: <http://www.theguardian.com/uk-news/2014/oct/02/-sp-battle-soul-british-milk>>. Acesso em: 25 nov. 2014.
- Hoffmann, R. 2014. A agricultura familiar produz 70% dos alimentos consumidos no Brasil? **Segurança Alimentar e Nutricional**, 21(1). No prelo.
- Homma, A. K. O. 2013a. A questão da produção do conhecimento regional e a biodiversidade. In: Lins Neto, J. T.; Lopes, M. L. B. **1912-2012 cem anos da crise da borracha: do retrospecto ao prospecto: a Amazônia em doze ensaios: coletânea do VI ENAM**. Belém: CORECON-PA, p. 121-145.
- Hayami, Y.; Ruttan, V. W. 1988. **Desenvolvimento agrícola: teoria e experiências internacionais**. Brasília: EMBRAPA-DPU, 583p. (Documentos, 40).
- Homma, A. K. O. 2013b. Amazônia: os avanços e os desafios da pesquisa agrícola. **Parcerias Estratégicas**, 18(36): 33-54.
- Homma, A. K. O. 2012. Ciência e tecnologia para o desenvolvimento rural da Amazônia. **Parcerias Estratégicas**, 17(34): 107-130.
- HOMMA, A. K. O. et al. 2011. **Imigração japonesa na Amazônia: contribuição na agricultura e vínculo com o desenvolvimento regional**. Manaus: EDUA, 450p.
- Homma, A. K. O.; Menezes, A. J. E. A.; Moraes, A. J. G. 2014. Dinâmica econômica, tecnologia e pequena produção: o caso da Amazônia. In: Buainain, A. M. et al. **O mundo rural no Brasil do século 21: a formação de um novo padrão agrário**. Brasília, DF: Embrapa, p. 979-1010.
- Instrução Normativa nº 02/2014, de 26 de fevereiro de 2014. **Diário Oficial do Estado do Pará**, n. 32.594, de 28/02/2014, Cad. 5 p. 6-8.
- Kinoshita, D. L. 2014. **Uma estratégia para inserção soberana da América Latina na economia globalizada: a questão amazônica**. Disponível em: <<http://portal.pps.org.br/portal/showData/97118>>. Acesso em: 29/12/2014.
- Nascimento, I. 2014. **Globalização ambiental: organizações não governamentais e redes na Amazônia**. Manaus: Editora Valer/FAPEAM, 340p.
- Nobre, A. D. 2014. **O futuro climático da Amazônia: Relatório de Avaliação para a Articulação Regional Amazônica (ARA)**. São José dos Campos, 2014. 42p. Disponível em: <<http://www.ccst.inpe.br/wp-content/uploads/2014/10/Futuro-Climatico-da-Amazonia.pdf>>. Acesso em: 29/12/2014.
- Nobrega, M. 2014. Bolsa Família: voto racional, e não de cabresto. **Veja**, 47(48): 23- 24.
- Plano de Ciência, Tecnologia e Inovação para o Desenvolvimento da Amazônia Legal. 2013. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 84 p. (Série Documentos Técnicos, 17).

Plano Safra da Agricultura Familiar 2013/2014; Transformando Vidas. Plantando o Futuro. Disponível em: <<http://portal.mda.gov.br/plano-safra-2013/>>. Acesso em: 22/12/2013.

Projeto TerraClass. 2012. Mapeamento do uso e da cobertura da terra na Amazônia Legal brasileira. Disponível em: http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/TerraClass_2012_26nov2014.pdf>. Acesso em: 22/12/2014.

Rolon, A. S. 2014. Áreas úmidas artificiais: as lavouras de arroz no Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.ihuonline.unisinos.br/index.php?option=com_content&view=article&id=5294&secao=433>. Acesso em: 12/12/2014.

Schultz, T. W. 1965. **A transformação da agricultura tradicional**. Rio de Janeiro: Zahar.

Vieira, I. C. G.; Gardner, T. A. 2012. Florestas secundárias tropicais: ecologia e importância em pastagens antrópicas. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, 7(3): 191-194.

Watkins, M. R. 1963. A staple theory of economic growth. **Canadian Journal of Economic and Political Science**, 29(2): 141-158.

Wunder, S.; Borner, J.; Rugniz, M.; Pereira, L. 2008. **Pagamentos por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia Legal**. Brasília: MMA, 136 p. (Série Estudos, 10).

A análise da paisagem a partir do trabalho de campo

Márcia Aparecida da Silva Pimentel

Humboldt tinha grandes esperanças para essa expedição ao Novo Mundo. À véspera da partida do porto espanhol de La Coruña, sentou-se em sua cabine a bordo da fragata Pizarro e decifrou suas esperanças em relação à viagem: “Em poucas horas, contornaremos o cabo Finisterre...tentarei descobrir como as forças da natureza interagem umas com as outras e como o ambiente geográfico influencia a vida das plantas e dos animais...devo descobrir sobre a unidade da natureza”.

Helferich, Gerard. O Cosmos de Humboldt, 2005, p. 47.

Não é toda pesquisa científica que exige um procedimento de campo, mas para aqueles pesquisadores que se propõem a realizar o estudo da paisagem a partir dos levantamentos da dinâmica dos seus elementos, do monitoramento de áreas diversas ou ainda a verificação de informações observadas em imagens de satélite ou fotografias aéreas, o trabalho de campo é uma etapa fundamental no desenvolvimento da pesquisa.

A inclusão da etapa de campo na pesquisa manifesta-se no pesquisador na mesma expectativa de Humboldt no século XIX; a de descobrir como se manifestam as dinâmicas que envolvem a natureza e a sociedade.

As especializações da ciência que, de modo geral, estão concentradas em Ciências Naturais e Ciências Humanas, possuem diferentes objetivos e procedimentos para a investigação de campo. Grande parte delas concorda que as atividades de campo contribuem na formação do profissional da área, e isso é evidenciado no currículo dos cursos de bacharelado e licenciatura de determinadas disciplinas, em que o trabalho de campo é componente da grade curricular, por exemplo, na Geografia, Geologia e Biologia, entre outras.

Pela diversidade de temas e objetivos que cada área aborda, não pretendemos adentrar a suas especificações ou ilustrar procedimentos detalhados no que se refere aos levantamentos de campo.

O objetivo deste capítulo é apresentar um roteiro de orientações para realização da etapa de campo na pesquisa científica, que envolve o estudo da paisagem, o qual pode ser útil para aqueles que estão iniciando a pesquisa acadêmica.

Dividimos este capítulo em duas partes. A primeira discorre sobre o uso da categoria Paisagem, apresentando uma das múltiplas abordagens sobre este conceito na pesquisa científica. A segunda parte pretende mostrar um olhar sobre a análise da paisagem e de seus elementos, partindo dos procedimentos metodológicos mais utilizados nos trabalhos de campo.

A Paisagem como uma categoria de investigação científica

No século XIX, Alexander Von Humboldt, na Alemanha, transformou a palavra paisagem numa expressão acadêmica, sustentada por uma base naturalista. O seu trabalho desenvolvido com a metodologia da explicação e comparação no estudo da fisionomia da natureza teve na vegetação o seu componente principal.

As expedições de Humboldt, Spix & Martius, Langsdorf, entre outros naturalistas do século XIX que vieram para América do Sul, contribuíram expressivamente para a ciência que conhecemos hoje, seja pela descoberta de diferentes aspectos da natureza, seja pelos procedimentos metodológicos adotados na investigação a que se propunham.

Observação, descrição e correlação forneceram a base para a reflexão e sistematização das informações de campo. Como resultado, os documentos da época trataram das ilustrações detalhadas da flora e da fauna, da configuração das paisagens e relatos precisos da viagem e do modo de vida das populações, formando um conjunto de documentos que se tornaram referências importantes da história da natureza e da sociedade.

O fragmento do *Cosmos* na epígrafe deste capítulo demonstra que há uma tradição de levantamentos de campo na pesquisa científica. Portanto, o trabalho de campo é considerado como um método do conhecimento, um procedimento para se chegar a um determinado objetivo.

No meio científico, o termo "paisagem" foi introduzido pelo geobotânico, Alexander von Humboldt, no início do século XIX, no sentido de "característica total de uma região terrestre" (Metzger, 2001), expressão que pode ser comprovada por uma das representações de sua época (Figura 1).

Humboldt influenciou as gerações seguintes. O que veremos de forma muito breve neste artigo, mas que reforça a paisagem tratada para além



Figura 1. Des Freiherrn Alexander von Humboldt und Aimé Bonpland Reise in die Aequinoctial-Gegenden des neuen Continents. (Volume 4). Página 202. Fonte: <http://www.brasiliana.usp.br/bbd/handle/1918/00807940#page/120/mode/thumb>.

do senso comum, sendo interpretada de maneira diferente à medida que a ciência era influenciada por um determinado pensamento filosófico (Claval, 2006; Moreira, 2008).

No século XX, os estudos sobre a paisagem foram realizados tendo como princípio a integração dos elementos naturais e socioculturais (*Naturlandschaft* e *Kurturlandschaft*, respectivamente), consolidando a escola alemã de estudo da paisagem. Da corrente naturalista de Humboldt se desdobrou o estudo da ecologia da paisagem e a geocologia de Carl Troll. Em 1939, este biogeógrafo empregaria pela primeira vez o termo “ecologia de paisagens”, influenciado pelo conceito de ecossistema, já apresentado por Tansley em 1935.

Essa abordagem geográfica denominada ecologia da paisagem, teve a influência de outras áreas do conhecimento, como a geografia humana,

a fitossociologia e a biogeografia; e de outras disciplinas da área da geografia e arquitetura que estavam relacionadas ao planejamento regional. Tendo como pano de fundo o planejamento territorial, os seus estudos dividiam-se em três momentos: no conhecimento dos limites e do potencial econômico das unidades de paisagem, o estudo das paisagens modificadas, as chamadas paisagens culturais e a análise de amplas áreas espaciais (Metzer, 2001).

Já observamos que no início da ciência geográfica, os estudos sobre a paisagem constituíram a Escola Alemã. Na França, a discussão teórico-metodológica sobre o tema foi adiada em razão dos estudos de Vidal de La Blache, no século XIX, fortalecendo as categorias região e gênero de vida. Apesar disso, alguns geógrafos franceses, como Emmanuel De Martonne, no início do século XX, elaboraram trabalhos tendo a paisagem como referência, mas sem utilizar o termo propriamente dito.

A preocupação com a relação sociedade-natureza e os problemas que decorreram dela, trouxe de volta os estudos da paisagem como possibilidade de compreensão dos processos dinâmicos dos elementos da natureza e, com ele, a classificação de unidades de paisagem como objeto de pesquisa para o planejamento ambiental. Assim, a paisagem adquiriu uma visão sistêmica, em que a relação entre a geologia, geomorfologia, o solo e a vegetação permitiria obter características de sua potencialidade.

No final da década de 1960, em reflexão sobre a o conceito e classificação de unidades de paisagem, o geógrafo francês George Bertrand apresentou um trabalho que se tornou importante para os estudos da Geografia Física: *"Paisagem e Geografia Física Global: um esboço metodológico"*. Retomava-se, os estudos embasados na teoria dos sistemas, sobretudo na compreensão do conceito de paisagem¹, cuja metodologia de análise estabeleceu uma taxonomia de unidades de paisagem.

Para Bertrand, essas unidades são áreas que apresentam características comuns quanto ao aspecto natural, cabendo ao elemento antrópico o

¹ A paisagem não é uma simples adição de elementos geográficos disparatados. É numa determinada porção do espaço, o resultado da combinação dinâmica, portanto instável, de elementos físicos e antrópicos que reagindo dialeticamente uns sobre os outros, fazem da paisagem um conjunto em perpétua evolução" (Bertrand, 1971).

status de modificador desses ambientes. Essa classificação em unidades superiores e inferiores envolveram seis níveis ou escalas específicas:

- unidades superiores, como a zona (primeira ordem de grandeza correspondente à zonalidade climática), o domínio (divisão dentro de uma zona) e a região (região natural que aparece no interior do domínio).
- unidades inferiores, o geossistema (porção do espaço que pode ser identificada na imagem), a geofácies (parcela menor da paisagem no interior do geossistema) e o geótopo (menor unidade a ser identificada).

Embora pudesse ser compreendida a distinção conceitual entre esses níveis o seu mapeamento apresentou dificuldades, apontadas por Tricart (1979) e retomadas por Ross (2006).

O fato é que a representação cartográfica dos níveis inferiores não estabelecia diferença entre eles. Aparentemente, seu conceito foi de fácil compreensão, porém sua aplicação e mapeamento mostraram-se pouco práticas. Na foto aérea, por exemplo, delimitar um geossistema e diferenciá-lo do domínio ou da geofácies não é tarefa simples.

Portanto, para Bertrand, o geossistema, é uma unidade de paisagem cuja estrutura funcional corresponde a um potencial ecológico (geomorfologia, clima e hidrografia) que reflete uma exploração biológica (vegetação, solo e fauna) – componentes constantemente pressionados pela ação antrópica.

Para maior clareza no tratamento metodológico, ele acrescentou, ainda, que, a vegetação, cujo papel é representar a " síntese do meio", deve ser o suporte para delimitação e cartografia desta unidade. A persistência do problema levou à confirmação de que a classificação em unidades de paisagem depende da escala de representação e de análise da área de estudo.

O geossistema é uma unidade espacial sistematizada da paisagem, a qual tem o atributo biofísico (potencial ecológico e exploração ecológica) e a ação antrópica. Esta categoria de análise da paisagem é considerada ideal para os estudos de intervenção espacial.

O geossistema não é um fenômeno essencialmente natural, embora em função da intensa atividade humana na superfície da Terra, não seja mais possível considerar apenas os elementos naturais, negligenciando os fatores socioeconômicos.

Este novo paradigma é levantado por Monteiro (2000), como a dificuldade que os pesquisadores têm encontrado na antropização do geossistema, principalmente considerando a configuração espacial (extensão do território, escolha da escala), configuração temporal (processo histórico da ocupação humana em suas relações com o geossistema) e o grau de intensidade das ações antrópicas que caracterizam a estrutura interna e dinamismo funcional do geossistema.

Numa abordagem geoecológica, Rodrigues, Silva & Cavalcanti (2010) defendem que a concepção científica da Geografia sobre a paisagem considera um sistema de métodos, procedimentos e técnicas de pesquisa cujo objetivo é a obtenção do conhecimento sobre o meio natural.

O estudo da paisagem com vistas ao planejamento e à gestão ambiental deve ser desenvolvido a partir de uma visão holística, dialética e sistêmica, abordagens necessárias para a compreensão do potencial dos recursos naturais e das condições do meio biofísico, e para a percepção dos grupos sociais sobre as paisagens em que estão inseridos.

A paisagem é polissêmica. Essa afirmação baseia-se no princípio de que podemos considerá-la a partir da relação de três sistemas – natural, social e cultural, demonstrando a sua interface na relação natureza-sociedade. Rodrigues, Silva & Cavalcanti (2010) explicam que aceitamos, de um lado, a materialidade da paisagem, sua estrutura e o funcionamento dos elementos naturais; de outro lado, que a paisagem é resultado de um sistema de produção econômica e cultural, produzido por diferentes grupos sociais. Esse entendimento da paisagem é um reflexo da influência de múltiplas concepções filosóficas no contexto histórico atual.

Sob o ponto de vista teórico, o momento atual é um retorno ao holismo de Humboldt (Moreira, 2008; Claval, 2006), com outro formato metodológico. A visão integradora tem sido possível pela utilização da evolução das técnicas de pesquisa, especialmente aquelas relacionadas ao sensoriamento remoto e aos programas de processamento das informações. Portanto, duas acepções são aceitas a respeito do conceito de paisagem: uma como formação natural e outra como uma formação antroponatural, acrescentando o aspecto cultural que também envolve o termo.

Sob o ponto de vista metodológico, a utilização das unidades de paisagem ou unidades espaciais, onde o conjunto de características de

relevo, hidrografia, clima, vegetação, ocupação do solo e formas de habitação apresenta certa homogeneidade, possibilita uma análise integrada, pela superposição dos elementos, e fornece indicadores de potencialidade de usos dessas unidades.

Reforçando essa ideia, alguns autores apresentam as unidades de paisagem como unidades ecodinâmicas ou ambientais, sendo esses espaços territoriais que guardam certo grau de homogeneidade fisionômica, reflexo dos fluxos naturais de energia e matéria entre os componentes e das inserções humanas por meio de atividades econômicas ao longo da história. Ressalta-se que o grau de homogeneidade é fornecido pelos já mencionados componentes do meio biofísico e os de uso da terra (Troppmair, 1981; Venturi, 1997; Missio et al., 2004; Ross, 2006)

No trabalho de Rodrigues, Silva & Cavalcanti (2010), o estudo geocológico da paisagem iniciou pela identificação dos componentes naturais que em sua relação dialética desempenham um papel substancial na composição, na estrutura, no funcionamento, na evolução e na dinâmica da paisagem. São eles: geológicos, geomorfológicos, climáticos, hídricos, edáficos e bióticos. Esses componentes estão distribuídos em quatro categorias:

- Os fatores diferenciadores que determinam as propriedades dos demais componentes ao absorver o calor e a umidade para o funcionamento do sistema.
- Os fatores de redistribuição, são encarregados de redistribuir o calor e a umidade que provêm dos fatores diferenciadores. Eles controlam e determinam os padrões de formação e diferenciação dos demais componentes.
- Os fatores diferenciadores-indicadores, têm um peso relevante na composição substancial do sistema porque comportam a base hídrica e material e podem ser transformados pelo impacto antropogênico.
- Os fatores indicadores, resultam das influências combinadas dos fatores anteriores e indicam as condições do potencial ecológico. São os mais suscetíveis aos impactos das atividades humanas.

O Quadro 1 sintetiza a relação entre os componentes e os fatores geocológicos.

Quadro 1. Relação entre os componentes e os fatores geoecológicos.

Componentes e fatores geoecológicos formadores de paisagens

	COMPONENTES GEOLÓGICOS	COMPONENTES CLIMÁTICOS
Fatores Diferenciadores	Estrutura geológica Tectônica e neotectônica Composição física e química das rochas	Regime de radiação regime térmico Circulação atmosférica Precipitações
RELEVO		
Fatores Distribuição	Origem e idade Macro, meso e microformas	
	COMPONENTES HÍDRICOS	COMPONENTES EDÁFICOS
Fatores Diferenciadores-Indicadores	Regime de alimentação Escoamento	Tipos de solos Grau de intemperismo
COMPONENTES BIÓTICOS		
Fatores Indicadores	Tipos de formações vegetais	Tipo de modificação da cobertura vegetal
Desenvolvimento do mundo orgânico Produtividade biológica		

Fonte: Rodrigues, Silva & Cavalcanti (2010).

A observação e análise da paisagem no trabalho de campo

A abordagem teórica orientada pela ecologia da paisagem, desde o seu início valorizou o levantamento de campo, a utilização da representação cartográfica e a fotointerpretação para identificar e delinear as unidades que são ecologicamente homogêneas. Neste caso, não apenas o relevo, mais todo o conjunto dos componentes da paisagem recebe a mesma distinção.

O aspecto fisionômico também é considerado, porém está relacionado ao aspecto funcional desses mesmos componentes, resultando em diversas unidades de paisagem. A fisionomia é compreendida como resultado da inter-relação desses elementos.

As pesquisas mais recentes da ecologia da paisagem, do ponto de vista geográfico, deixam claro que os limites entre as unidades de paisagens

seguem três caminhos: os ambientes abiótico e biótico, que correspondem às formas de relevo, hidrografia, dinâmica climática, tipos de solos e de vegetação; a transformações provocadas pela natureza como enchentes, tornados, erupções vulcânicas; e às alterações antrópicas.

A justificativa na escolha de um desses três pontos está no objetivo principal da pesquisa e, conseqüentemente, nas escalas espaciais e temporais adotadas pelo pesquisador.

A pesquisa de campo vai colocar em evidência esses aspectos. Para o geógrafo Jean Tricart, a atividade de campo deve ser compreendida numa abordagem dialética. Ele explica que essa abordagem está no caráter indissociável que existe entre a teoria, sob a qual se estrutura um trabalho de pesquisa, e a observação empírica.

O reforço ao caráter dialético está na análise e síntese dos resultados da pesquisa de campo, onde o mesmo objeto observado em campo, também pode ser observado por sensores remotos (imagens, fotografias aéreas).

Portanto, os levantamentos de campo estão associados ao estudo de documentos analisados em laboratórios, que fornecem as primeiras informações sobre a área da pesquisa.

O campo exige um planejamento preliminar, que inclui três aspectos: o papel do campo na pesquisa; o espaço e o tempo para realização do campo; e o roteiro de observações da paisagem.

A concepção do trabalho de campo

Iniciamos com a seguinte reflexão: Na análise da paisagem, as geotecnologias substituem o trabalho de campo?

A resposta mais coerente com o que já apresentamos nas primeiras páginas deste capítulo caminha no sentido de enfatizar a preocupação dos pesquisadores em compreender a integração dos componentes da paisagem e, por isso, prevaleceria a tradição humboldtiana.

A forma de conceber a atividade de campo diz respeito à função que ele adquire na pesquisa. Em muitos casos, é a partir dele que serão apresentados os resultados, sendo esse procedimento essencialmente, importante no monitoramento da dinâmica da paisagem de uma determinada área.

Em outros casos, o trabalho de campo é realizado para verificar/ supervisionar um elemento ou um conjunto da paisagem (matriz, manchas, corredores), delimitado a partir do trabalho com a imagem de satélite, como mostra a Figura 2.

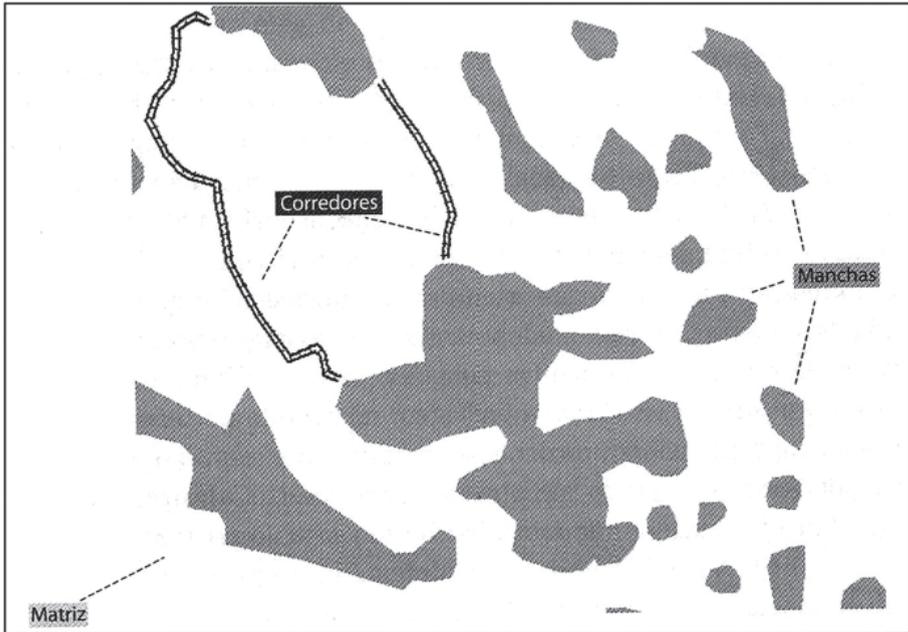


Figura 2. Modelo de Mancha-Corredor-Matriz. Fonte: Lang & Blaschk (2009).

A imagem apresenta um conjunto de áreas – algumas geométricas e outras disformes. Essas foram demarcadas segundo as diferentes texturas que se apresentavam na imagem que serviu de base para o trabalho inicial.

No campo, esses elementos são identificados e classificados de acordo com o conjunto dos elementos da paisagem e sua dinâmica (Bertrand, 1972; Tricart, 1977) ou de acordo com o uso e cobertura (IBGE, 2013).

- A função da escala no trabalho de campo

A seleção da escala de trabalho para análise da dinâmica da paisagem deve estar amarrada ao objetivo da pesquisa. Para uma pesquisa de mestrado ou doutorado, onde os recursos humanos e financeiros para implantação de equipamentos para monitoramento são escassos,

quanto maior for o recorte da área, mais difícil será a obtenção dos dados de campo. Esse aspecto se configura de forma diferente quando se trata de grandes projetos de pesquisa. Por isso, o pesquisador deve avaliar a questão para que sua pesquisa se torne exequível.

De acordo com Montello (*apud* Queiroz Filho, 2005), quando nos referimos à escala do trabalho, estamos fazendo referência a três denominações:

- a) a escala cartográfica, que é aquela que se apresenta na proporção entre o tamanho da área da pesquisa e sua representação no mapa;
- b) a escala de análise, que trata da dimensão espacial, referindo-se à escala local, regional ou global.
- c) a escala dos fenômenos, que vai indicar a dimensão da ocorrência de algum fenômeno sobre a superfície da Terra.

A escala deve estar ajustada ao que se apresentou no objetivo da pesquisa. Nas ciências da natureza e nas ciências humanas, as saídas a campo requerem a visualização da área em um mapa, fotografia aérea ou imagem de satélite. Mapas, documentos e publicações sobre a área são a base inicial de qualquer estudo.

A localização da área de estudo é um ponto preliminar. Identificar feições no mapa e imagens que mostram a heterogeneidade e a homogeneidade de aspectos da área é um trabalho ainda de gabinete, pois exige fotointerpretação das imagens de satélite antes da saída para o campo.

Neste momento, os pontos de interesse do pesquisador devem se traçados. São eles que vão orientar a direção do que vai ocorrer em campo. Linhas, pontos e polígonos vistos na imagem, como o padrão do canal de um rio no contexto de uma bacia hidrográfica ou ainda manchas de texturas específicas que podem estar relacionadas às coberturas vegetais diferentes e formas de organizações dos espaços rural e urbano são exemplos de pontos de interesses de um pesquisador. Tais fenômenos paisagísticos podem ser observados primeiro sob um plano, para que o pesquisador projete os pontos a serem observados na sua primeira incursão.

Associado à análise do material cartográfico, está o levantamento de dados secundários – outro procedimento importante a ser realizado pelo pesquisador antes do seu trabalho de campo. Informações sobre

aspectos biofísicos da área, como a geologia, geomorfologia, solos, clima, vegetação e sobre o uso e ocupação da terra são possíveis de ser encontradas nos institutos de pesquisa, como as bases cartográficas e o manual técnico de uso da terra do IBGE (2013).

Mesmo que as escalas desses produtos cartográficos sejam incompatíveis com a escala da pesquisa e não apresentem de forma detalhada aspectos da área, essas fontes fornecem a primeira compreensão do contexto regional, que permite situar melhor o objeto a ser investigado.

Mas é preciso que sua realização tenha objetivos claros e uma sistematização das atividades que serão realizadas: identificação de fenômenos, coleta de material orgânico e/ou inorgânico e entrevistas com atores locais. Por isso é necessário o seu planejamento.

Espaço e tempo na pesquisa de campo

A dinâmica da paisagem deve ser observada no tempo e no espaço. Por isso, a programação das atividades de campo deve considerar a zonalidade e sazonalidade dos fenômenos climáticos que vão interferir nos seus diferentes aspectos.

Procedimentos específicos são exigidos, de acordo com a natureza da pesquisa. A rigor, muitos procedimentos e materiais relacionados à dinâmica dos elementos formadores da paisagem não são exclusivos de uma área específica. A geomorfologia, por exemplo, utiliza certos procedimentos de campo que são compartilhados com a geologia. A biogeografia também divide técnicas de pesquisa de campo com a botânica. Portanto, a pesquisa ambiental reúne as experiências das várias áreas na realização e um trabalho interdisciplinar.

Esses métodos do conhecimento associam-se a conceitos que se inserem numa taxonomia onde os níveis mais altos estão reservados a um amplo grupo de disciplinas, e só os níveis inferiores, subordinados, são específicos de uma disciplina ou de um ramo de disciplina. Para nós, uma disciplina define-se por seu objetivo, que é um elemento do conhecimento (Tricart, 1980, p. 98).

O estudo sobre o relevo (morfogênese, morfometria e morfodinâmica), exige a pesquisa dividida em três momentos: a observação e descrição dos fatos com a maior precisão possível, a interpretação de fotos e

imagens de radar e de satélites para construir mapas, a produção de ensaios de campo e experimentos.

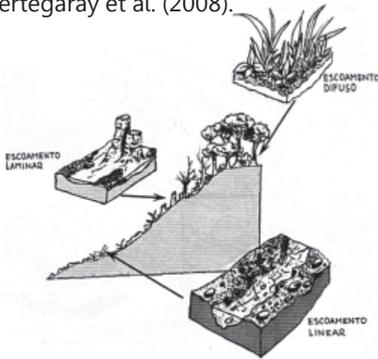
Experimentos de campo para observação da atividade erosiva sobre o relevo recorrem à delimitação de parcelas, nas quais são instalados os equipamentos de medição de partículas dos solos, que se deslocam pela ação mecânica das águas pluviais. O estudo do solo deve considerar a compartimentação geomorfológica e a estrutura geológica. As técnicas de campo para estudo do solo envolvem observação, análise, representação cartográfica, e possibilitam as análises em micro e macro escalas. Os estudos de vegetação e de fauna também exigem procedimentos de observação sazonal, coleta e identificação de amostras.

Partindo da leitura de Venturi (2005) e Rodrigues, Silva e Cavalcanti (2010), e das propostas apresentadas por esses autores, organizamos uma planilha para anotações de campo. Acrescentamos determinados procedimentos que são mais comuns nas coletas de amostras e monitoramentos das pesquisas nas ciências da natureza. Reconhecemos que existem tantas técnicas quantos forem os objetivos específicos da pesquisa e potencial do desenvolvimento tecnológico. Portanto, não pretendemos esgotar o tema. A planilha não substitui os equipamentos que devem acompanhar todo bom pesquisador de campo: caderneta de campo, GPS, canivete, trena, binóculos, capa de chuva, água e muita disposição.

Planilha de campo para descrição e análise da paisagem
Baseada em Venturi (2005) e Rodrigues, Silva & Cavalcanti (2010)

<p>I. Dados gerais Data: Equipe:</p>	<p>Local: Coordenadas: (FOLHA 1)</p>
<p>II. Geologia e Relevo Estrutura Geológica: Tipo de rocha: Altitude: Descrição das formas: Macrorelevo: Mesorelevo Microrelevo Processos morfogênicos:</p>	<p>Alguns experimentos de campo (Ross. & Fierz, 2005)</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Delimitação de parcelas 2. Instalação de calhas de Gerlach e de pinos graduados para acompanhar a dinâmica erosiva 3. Instalação de infiltrômetro de superfície para verificar a capacidade do solo em receber e armazenar a água.

Grau de inclinação das vertentes:
Suertegaray et al. (2008).



4. Realização de testes para medir o grau de resistência do solo, com o uso de penetrômetro portátil.
Para áreas costeiras
5. Análise granulométrica
6. Perfil Praial
Perfil do relevo

III. Condições Climáticas (FOLHA 2)

1. Estado do tempo
o momento da observação
2. Estação climática:
3. Tipo de clima:

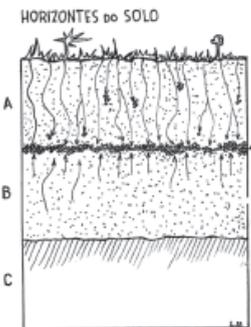
Alguns procedimentos de campo:
(Azevedo, 2005)

1. Instalação de estação meteorológica (termômetros de bulbo seco e úmido; pluviômetros, higrômetro, anemômetro) em diferentes parcelas, para verificação de temperaturas e umidade atmosféricas, direção dos ventos.
2. Uso de luxímetro portátil para determinar a luminosidade e o albedo
3. A instalação dos equipamentos ou o uso de instrumentos portáteis dependerá do período de observação da dinâmica atmosférica proposta na pesquisa.

IV. Solos (FOLHA 3)

1. Tipo de solo:

Características dos horizontes



Horizontes	Profundidade	Composição, textura, estrutura, cor

Outros aspectos encontrados

Suertegaray et al., (2008).

Alguns procedimentos de campo para descrição das características morfológicas do solo (Manfredini et al., 2005)

1. Delimitação de parcelas para observação e coleta de material
2. Tradagem; trincheira; barranco: são os tipos de procedimentos utilizados para coletar as amostras e observar, em profundidade, a macro-organização do solo, nos seguintes aspectos:
 - a cor é expressa pela natureza e o estado dos materiais constituintes. A referência para a identificação da cor dos horizontes do solo é a Tabela de Munsell;
 - a textura é sentida pela diferença granulométrica dos minerais. Em campo, a identificação da textura é realizada com a percepção tátil do material. As classes para classificação da textura variam entre arenosa e muito argilosa. Em laboratório, as amostras coletas recebem tratamento para detalhamento preciso da classe textural.
 - a porosidade do solo é observada em campo, a olho nu ou com o uso da lupa para descrição da forma, tamanho, quantidade e origem dos poros.
 - a estrutura define a geometria da agregação das partículas do solo. A observação do material identificará a forma (arredondada, angulosa, laminada), o tamanho, grau de desenvolvimento e consistência da estrutura.
 - a atividade biológica da fauna, dos vegetais e dos micro-organismos, e a descrição das funções por eles desempenhadas no desenvolvimento do solo.

V. Águas e Hidrografia

(FOLHA 4)

Situação (localização) e características do rio mais próximo:

Bacia e microbacia:

Tipo de drenagem

Características da umidade do ar no momento da observação:

Águas subterrâneas (tipo, profundidade, características da estação climática):

Alguns procedimentos de campo (Rodrigues & Adami, 2005)

Os estudos em bacia hidrográfica são realizados sob duas perspectivas, a dos aspectos hidrodinâmicos e morfométricos, que são realizadas em laboratório.

Aspectos hidrodinâmicos – envolvem os processos relacionados aos vários tipos de fluxos hídricos: precipitação, escoamento superficial e vazão fluvial. Os autores acrescentam que, em campo, o monitoramento da precipitação dessas variáveis é realizado por *pluviômetros*, que captam a água das chuvas em diferentes condições de cobertura do solo na bacia; *calhas* para verificação do escoamento superficial, *linígrafos* para a análise dos sedimentos e *flutuadores e molinetes*, além de equipamentos digitais para obtenção dos dados de vazão.



Suertegaray et al. (2008).

VI. Vegetação (FOLHA 5)

Tipo de formação vegetal:	Alguns procedimentos de campo (Furlan, 2005) – o estudo da cobertura vegetal pode seguir as seguintes etapas: observação e descrição da vegetação em uma área de estudo; definição e aplicação de um método para levantamento florísticos e fitossociológicos (quadrantes, parcelas), desenho do perfil da vegetação, coleta de material para herborização, identificação da planta (Furlan, 2005).			
Estado de conservação:	Estrato	Característica	Espécie	Altura
Espécies dominantes e subdominantes:				
Observação do meio físico:	climáticos	edáficos	geomorfológicos	

Perfil da vegetação



Furlan (2005).

VII. Fauna (FOLHA 6)

Tipo de complexo faunístico:

Alguns procedimentos de campo
(Furlan, 2005):

O caderno de campo, máquina fotográfica e um GPS são materiais imprescindíveis para a observação e registro da fauna, dada a dificuldade de coleta. Estes auxiliam no estudo da identificação da presença dos animais os rastros e pegadas deixadas por eles.

Espécies dominantes e subdominantes:

Rastros

Pegadas

Hábitos

Características do meio biofísico em que estão as espécies observadas

VIII. Uso da paisagem (FOLHA 7)

Ressalta-se que, para além da observação do pesquisador, um questionário ou um roteiro de entrevista aos moradores locais ou instituições públicas/privadas, contribuem significativamente para a identificação dos usos e impactos da paisagem.

Tipo de uso predominante:	Rural	Urbano	rurbano
Tipo de sistema de uso (agrícola, pecuária, residencial, industrial, turístico):			
Produtividade:			
Potencial de uso:			
Limites de uso:			

Informações relevantes obtidas via entrevistas/questionários:

Desenho da paisagem:



Geppam, 2014.

IX. Impactos sobre a paisagem		(FOLHA 8)
Tipo e intensidade do impacto		
Efeitos geoecológicos		
Consequências ambientais		
Informações relevantes obtidas via entrevistas/questionários		
Perfil da paisagem (desenho em visão oblíqua)	Planta da paisagem (desenho em visão vertical)	

Da mesma forma que o trabalho de campo envolveu um planejamento preliminar antes da sua realização, após os levantamentos de campo, o pesquisador deve organizar as informações e amostras coletadas e estabelecer prioridades para os procedimentos de laboratório.

Por exemplo, as amostras de plantas devem receber tratamento para herborização e sua posterior identificação. Amostras de solos e águas são encaminhadas aos laboratórios para as devidas análises previstas no objetivo da pesquisa.

As anotações, os croquis, os registros fotográficos são fundamentais para a interpretação final das imagens de satélites ou fotografias aéreas e elaboração dos mapas temáticos, agora com maior riqueza de detalhes do campo.

O trabalho de campo, quando necessário e previsto no projeto inicial, deve contribuir para os resultados da pesquisa. Portanto, as informações obtidas devem ser interpretadas, correlacionadas e analisadas de acordo com a estrutura teórica que a sustenta.

Considerações finais

Neste capítulo foi abordada a relevância do trabalho de campo para aqueles pesquisadores que se dedicam a estudar a paisagem e sua dinâmica. Neste intuito, propusemos inicialmente apresentar uma discussão sobre a paisagem como categoria de análise e, num segundo momento, privilegiamos a abordagem geoecológica da paisagem.

Apesar da surpreendente evolução tecnológica dos sensores remotos, cujo detalhamento da superfície terrestre se mostra cada vez mais

preciso, sustentamos que trabalho de campo é necessário, pois o olhar sensível do pesquisador é que fará a diferença no momento da interpretação e correlação com os demais dados previamente obtidos.

Ressaltamos que foram apresentados alguns procedimentos de campo, especialmente em geomorfologia, climatologia, pedologia, hidrografia, biogeografia (vegetação e fauna), observação dos usos e impactos sobre a paisagem. Não foi dada ênfase ao detalhamento das técnicas mencionadas, assim como a inclusão de técnicas mais específicas. Esses estudos podem ser desenvolvidos com mais afinco à medida que houver a exigência dos monitoramentos em cada área aqui mencionada.

Referências

- Azevedo, T. 2005. Técnicas de campo e Laboratório em Climatologia. In: Venturi, L. A. B. (Org.). **Praticando Geografia**- técnicas de campo e laboratório. São Paulo: Oficina de Textos.
- Bertrand, G. 1972. Paisagem e geografia física global: esboço metodológico. **Caderno de Ciências da Terra**, São Paulo, 13: 1-27.
- Claval, P. 2006. **História da Geografia**. Lisboa: Edições 70.
- Furlan, S. A. 2005. Técnicas em Biogeografia. In: Venturi, L. A. B. (Org.). **Praticando Geografia**- técnicas de campo e laboratório. São Paulo: Oficina de Textos.
- Helferich, G. 2005. **O Cosmos de Humboldt**. Alexander von Humboldt e a viagem à América Latina que mudou a forma como vemos o mundo. Rio de Janeiro: Objetiva.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2013. **Manual técnico de uso da terra**. Rio de Janeiro: IBGE. (Série Manuais em Geociências, 7).
- Lang, S.; Blaschke, T. 2009. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos.
- Manfredini, S. et al. 2005. Técnicas em Pedologia. In: Venturi, L. A. B. (Org.). **Praticando Geografia**- técnicas de campo e laboratório. São Paulo: Oficina de Textos.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de Paisagens. **Revista Biota Neotropica**, 1(1/ 2).
- Missio, E. et al. 2004. Análise ambiental e dinâmica do uso da terra de unidades de paisagem para o manejo de bacias hidrográficas. **Faces da polissemia da paisagem: ecologia, planejamento e percepção**, São Carlos, 1: 207-234.
- Monteiro, C. A. F. 2000. **Geossistema**: a história de uma procura. São Paulo: Contexto, 127p.
- Moreira, R. 2008. **Para onde vai o pensamento geográfico?** Por uma epistemologia crítica. São Paulo: Contexto.
- Queiroz Filho, A. P. 2005. A escala nos trabalhos de campo e de laboratório. In: Venturi, L. A. B. (Org.). **Praticando Geografia**- técnicas de campo e laboratório. São Paulo: Oficina de Textos.

Rodrigues, C.; Adami, S. 2005. Técnicas fundamentais para o estudo de bacias hidrográficas. In: Venturi, L. A. B. (Org.). **Praticando Geografia**- técnicas de campo e laboratório. São Paulo: Oficina de Textos.

Rodrigues, J. M. M.; Silva, E. V.; Cavalcanti, A. P. B. C. 2010. **Geoecologia das paisagens**: uma visão geossistêmica da análise ambiental. 3. ed. Fortaleza: Editora da UFC.

Ross, J. L. S. 2006. **Ecogeografia do Brasil**. São Paulo: Oficina de Texto, 208p.

Ross, J. L. S.; Fierz, M. S. M. 2005. Algumas técnicas de pesquisa em Geomorfologia. In: Venturi, L. A. B. (Org.). **Praticando Geografia**- técnicas de campo e laboratório. São Paulo: Oficina de Textos.

Sotchava V. B. 1977. O estudo dos Geossistemas. **Métodos em Questão**, São Paulo, 16: 1-52.

Suertegaray, D. M. A. et al. 2008. **Terra Feições Ilustradas**. 3. ed. Porto Alegre: EDUFRGS.

Tricart, J. 1977. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE; SUPREM, 91 p.

Tricart, J. 1979. Paysage et Ecologie. **Revue de Géomorphologie Dynamique**, Paris, 3: 81-95.

Tricart, J. O. 1980. Campo na Dialética da Geografia. In: **Reflexões sobre a Geografia**. São Paulo: AGB.

Tropmair, H. 1981. Ecossistemas e geossistemas do Estado de São Paulo. **Biogeografia**, São Paulo, 18: 1-11.

Venturi, L. A. 2005. **Praticando Geografia** - técnicas de campo e laboratório. São Paulo: Oficina de Textos.

Venturi, L. A. B. 1997. Unidades de paisagem como recurso metodológico aplicado na geografia física. In: **Anais do Simpósio de Geografia Física Aplicada**, 7. Curitiba: [s.n.]. 1 CD ROM.

Dinâmica de uso e cobertura da terra na Área de Endemismo Tapajós no período de 2008 a 2010

Márcia Nazaré Rodrigues Barros, Carla Fernanda Andrade Costa,
Emily Regina Siqueira Dias, Alessandra Rodrigues Gomes,
Amanda Gama Rosa, Rita de Cássia de Moraes Franco, Ingrid Vieira,
Igor da Silva Narvaes & Marcos Adami

RESUMO

As áreas de endemismo têm passado por um processo de grande perda de habitat, degradação e fragmentação causada pelo desmatamento e pela mudança de uso do solo, resultando em danos aos ecossistemas nativos. Como estratégia para conter o desmatamento, a partir de 2000 foi estimulada a criação de áreas protegidas, através de unidades de conservação e terras indígenas – estratégia esta que inclui a preservação de áreas de endemismo. Neste sentido, o trabalho tem por objetivo analisar a mudança de uso e cobertura do solo, bem como a distribuição espacial da vegetação na Área de Endemismo Tapajós e quantificar os fragmentos da vegetação primária remanescente e da vegetação secundária para os anos de 2008 e 2010, buscando apresentar os dados do projeto TerraClass, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Verificaram-se mudanças principalmente no que diz respeito à agricultura, pastagem, mineração e floresta. A agricultura anual aumentou 0,35% de 2008 para 2010, esse aumento pode estar relacionado à produção de grãos, como, por exemplo, a soja, destacando-se o estado do Mato Grosso, que é marcado pelo agronegócio brasileiro. O aumento da produção agrícola no estado interferiu diretamente no uso e ocupação do solo, demonstrando fisicamente essa dinâmica. A mineração aumentou 0,02% e o pasto limpo aumentou 0,48%. Pode ser que o aumento na área de pasto limpo esteja relacionado ao manejo das pastagens, a adoção de melhores práticas para a criação de gado, visando o aumento de produção, o que ocorre principalmente em grandes propriedades, já que o custo para a recuperação dessas áreas é elevado. Apesar da dinâmica na área de estudo, observa-se que 73,8% da área de floresta ainda permanece praticamente intacta, com uma redução de aproximadamente 0,5%.

Introdução

Segundo Carvalho (2009), uma área (ou centro) de endemismo consiste em uma região geográfica definida a partir da combinação de regiões de distribuição de táxons endêmicos exclusivos de uma área particular. Neste sentido, a Amazônia apresenta um mosaico de áreas de endemismo, obedecendo aos limites dos principais rios da região, que exibe uma grande diversidade de espécies animais e vegetais. Este mosaico contém oito centros de endemismo distintos. São eles: Guiana, Imeri, Napo, Inambari, Rondônia, Tapajós, Xingu e Belém (Almeida & Vieira, 2010). Nessa região, a diversidade biológica não está distribuída uniformemente, havendo áreas com maior endemismo que outras, que também são atingidas de forma diferente pela pressão antrópica.

Na Amazônia, as áreas de endemismo se formaram como resultado de repetidos eventos de espaciação e têm sofrido perda de habitat, degradação e fragmentação causadas pelo desmatamento e pela mudança de uso do solo, resultando em danos aos ecossistemas nativos. Como estratégia para conter o desmatamento, os governos federal e estadual estimularam, a partir de 2000, a criação de áreas protegidas, através de unidades de conservação e terras indígenas, estratégia esta que inclui a preservação de áreas de endemismo, como forma de neutralizar e amortecer os impactos gerados pelo desenvolvimento (Silva, Pylands & Fonseca, 2005).

O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – Centro Regional da Amazônia (INPE-CRA), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Amazônia Oriental (CPATU) e a Embrapa Informática Agropecuária (CNPTIA), no âmbito do Projeto TerraClass, realizam a monitoramento das mudanças de uso do solo na Amazônia desde 2008, fornecendo resultados bianuais das áreas desflorestadas detectadas pelo Projeto Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite, denominando PRODES (INPE, 2015).

Diante disso, o trabalho teve por objetivo analisar a mudança de uso e cobertura do solo na Área de Endemismo Tapajós e quantificar os fragmentos da vegetação primária remanescente e da vegetação secundária para os anos de 2008 e 2010.

Metodologia

A área de Endemismo Tapajós abrange 657.745,60 km² de extensão, estendendo-se da porção norte ao sul do estado do Pará e na porção centro-norte do estado do Mato Grosso, sendo 73,7% dessa área composta por florestas primárias (Figura 1). A área engloba 56 municípios, sendo 17 no estado do Pará e 39 no Mato Grosso. A população da área está estimada em 1.875.755 habitantes (IBGE, 2015). Tem como limites a oeste o rio Xingu e a leste o rio Tapajós, sendo as principais drenagens representadas pelos rios Amazonas, Tapajós, Xingu, Iriri, Curuá, Jamanxin, Crepori, Arinos, Sangue e São Manoel. A malha viária é composta por 43 rodovias, sendo cinco federais (BR-158, BR-163, BR-230, BR-235 e BR-242) e 38 estaduais (oito no Pará e 30 no Mato Grosso). Algumas dessas estradas foram abertas ainda na década de 1970, mas até hoje não estão completamente pavimentadas, a exemplo da Transamazônica (BR-230) e da Santarém-Cuiabá (BR-163).

O clima predominante na Área do Endemismo Tapajós, com base no mapa de clima do Brasil, numa escala de 1:5.000.000, está dividido em dois tipos de climas: Equatorial e Tropical Brasil Central (IBGE, 2002).

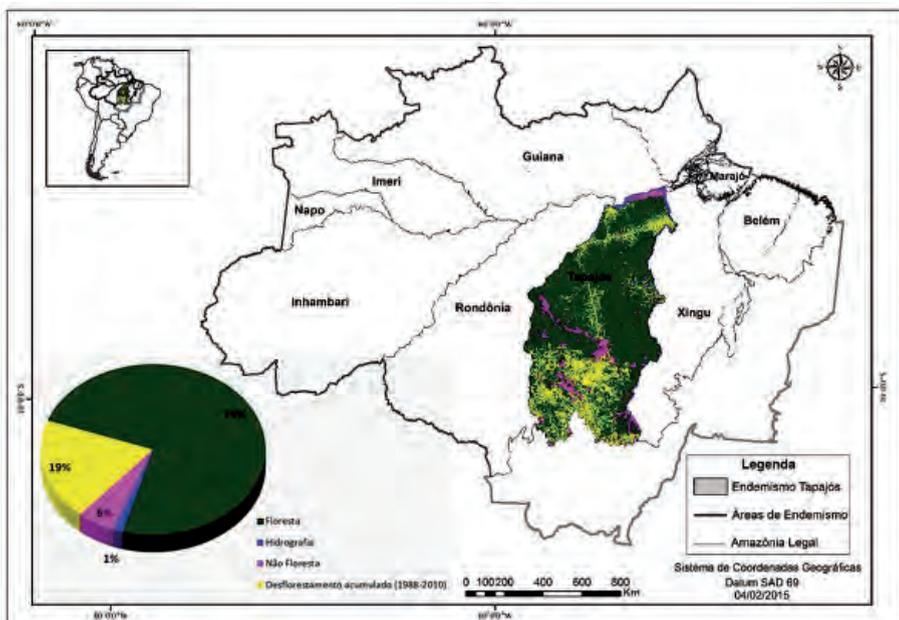


Figura 1. Localização da área de Endemismo Tapajós.

Na Área de Endemismo Tapajós foram identificados quatro morfoestruturas que sustentam as unidades de relevo, sendo elas: Crátons ou Embasamento Cristalino, Bacias e Coberturas Sedimentares; Cinturões ou Coberturas Metassedimentares e os Depósitos Sedimentares do Quaternário. Dentre as unidades de relevo que se apresentam nestas morfoestruturas estão em ordem de maior ocorrência, as Depressões Periféricas, Planaltos de Bacias Sedimentares da Amazônia, Planaltos Residuais, Serras e Chapadas, Planalto dos Parecis, Superfície do Alto Rio Xingu e Planícies Fluviais (IBGE, 2006).

O Endemismo Tapajós apresenta os seguintes tipos de solos: Argissolos, Gleissolos, Latossolos, Neossolos, Nitossolos e Plintossolos. Dentre estes, o de maior incidência é o Argissolo Podzólico Vermelho-Amarelo, principalmente na região que compreende o estado do Pará, e na região que abrange o Estado do Mato Grosso destaca-se o Latossolo Vermelho-Amarelo (IBGE, 2001), que hoje são muito utilizados para atividades agrícolas, principalmente aqueles que se encontram na região do Cerrado, considerados os mais férteis, com base nos resultados de pesquisa agrícola e nos avanços tecnológicos relacionados ao uso de corretivos da acidez do solo (Lepsch, 2010).

Os principais tipos de cobertura vegetal são: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Decidual; Floresta Estacional Semidecidual; Savana; Formações Pioneiras; Florestas Secundárias, Contato ou Tensão Ecológica. Atualmente, as áreas mais preservadas de cobertura vegetal estão concentradas na parte norte do Endemismo Tapajós, mais especificamente no estado do Pará onde se concentram as terras indígenas e unidades de conservação, que abrangem aproximadamente 50% da área total do Endemismo.

O mapeamento do uso e cobertura da terra da área de Endemismo Tapajós utilizou dados do projeto TerraClass referentes aos anos de 2008 e 2010. Para executá-lo foram utilizadas 37 imagens Landsat-5/TM para os mesmos anos, selecionadas a partir da menor cobertura de nuvens possível. Foram considerados ainda os dados de desflorestamento resultantes do PRODES (INPE, 2015). Além disso, foram utilizados os limites das Terras Indígenas (Funai, 2015) e das Unidades de Conservação (MMA, 2015).

Uma parte das classes temáticas identificadas pelo mapeamento Terra Class é representada pelas áreas não antropizadas ou áreas pertencentes

a outros tipos naturais, cuja cobertura vegetal não possui fitofisionomia florestal (savana arbórea-arbustiva, savana gramíneo-lenhosa, campo limpo de cerrado) e campinaranas. As informações foram obtidas pela compilação direta do banco de dados do projeto PRODES e estão descritas a seguir:

Floresta - Apresenta vegetação arbórea pouco alterada ou inalterada, com formação de dossel contínuo, composta por espécies nativas e com padrões fitofisionômicos próximos aos climáticos. Esta categoria, é composta por diferentes formações florestais, tais como floresta ripária ou ciliar e floresta de terra firme, entre outras.

Não Floresta - Cobertura vegetal pertencente a diferentes fitofisionomias não florestais, tais como savana arbórea-arbustiva (cerrado), savana gramíneo-lenhosa (campo limpo de cerrado), campinaranas etc.

Desflorestamento - Esta classe temática foi constituída pelos polígonos compilados do projeto PRODES referentes ao mapeamento das áreas desflorestadas em 2008, cujo uso e ocupação não foram identificados, uma vez que o corte raso da floresta havia sido mapeado e contabilizado durante o ano base de 2008 e, portanto, ainda não havia uma categoria de uso definida para a caracterização dos mesmos.

Hidrografia - Esta classe temática foi compilada do banco de dados do PRODES, representada por rios, lagos e represas, com presença predominante de corpos de água.

A outra parte das classes temáticas foi gerada pelo TerraClass por meio de interpretação visual sendo composta por diferentes usos e coberturas. As classes adotadas são: Agricultura anual, Mosaico de ocupações, Área urbana, Mineração, Pasto Limpo, Pasto Sujo, Regeneração com pasto, Pasto com solo exposto, Vegetação Secundária, outros, Áreas não observadas e Reflorestamento, conforme descrito a seguir:

Agricultura anual - São consideradas áreas extensas, com predomínio de culturas de ciclo anual, sobretudo de grãos, com emprego de padrões tecnológicos elevados, tais como uso de sementes certificadas, insumos, defensivos, mecanização, entre outros. Exclusivamente para esta classe foi adotada a classificação utilizando série temporal de dados MODIS, cujo resultado foi ajustado por meio de fotointerpretação (Coutinho et al., 2013).

Mosaico de ocupações - São áreas representadas por uma associação de diversas modalidades de uso da terra, mas devido à resolução espacial das imagens de satélite não foi possível uma discriminação entre os seus componentes. Nesta classe, a agricultura familiar é realizada de forma conjugada ao subsistema de pastagens para criação tradicional de gado.

Área urbana - São manchas urbanas decorrentes da concentração populacional formadora de lugarejos, vilas ou cidades que apresentam infraestruturas diferenciadas da área rural, apresentando arruamentos e adensamento de casas, prédios e outros equipamentos públicos.

Mineração - São áreas de extração mineral, com a presença de clareiras e solos expostos, envolvendo desflorestamentos nas proximidades de águas superficiais.

Pasto Limpo - São áreas de pastagem em processo produtivo, com predominância de vegetação herbácea e cobertura de espécies de gramíneas entre 90% e 100%.

Pasto Sujo - São áreas de pastagem em processo produtivo com predominância da vegetação herbácea e cobertura de espécies de gramíneas entre 50% e 80%, associadas à presença de vegetação arbustiva esparsa com cobertura entre 20% e 50%.

Regeneração com pasto - São áreas que após o corte raso da vegetação natural e o desenvolvimento de alguma atividade agropastoril, encontram-se no início do processo de regeneração da vegetação nativa, apresentando dominância de espécies arbustivas e pioneiras arbóreas.

Pasto com solo exposto - São áreas que após o corte raso da floresta e o desenvolvimento de alguma atividade agropastoril apresentam uma cobertura de pelo menos 50% de solo exposto.

Vegetação Secundária - São áreas que após a supressão total da vegetação florestal encontra-se em processo avançado de regeneração da vegetação arbustiva e/ou arbórea; ou que foram utilizadas para a prática de silvicultura ou agricultura permanente, com uso de espécies nativas ou exóticas. Essas áreas são compostas, em sua maioria, por espécies secundárias com características de sucessão florestal.

Outros - São áreas que não se enquadram nas chaves de classificação e apresentam um padrão de cobertura diferenciada de todas as classes do projeto, tais como afloramentos rochosos, praias fluviais, bancos de areia, entre outras características.

Áreas não observadas - São áreas que tiveram sua interpretação impossibilitada pela presença de nuvens no momento da passagem do satélite para a aquisição das imagens, além das áreas recentemente queimadas.

Reflorestamento - Áreas caracterizadas pelo plantio homogêneo de espécies arbóreas, tais como o paricá (*Schizolobium amazonicum*), teca (*Tectona grandis*) e eucalipto (*Eucalyptus globulus*). Apresentam como característica principal o plantio em grandes talhões de formato geométrico regular e resposta espectral semelhante à vegetação secundária.

Resultados e discussão

Algumas classes de uso da terra e cobertura apresentaram aumento de área quando comparado o mapeamento de 2008 ao de 2010 na área do Endemismo Tapajós, dentre as quais a agricultura anual que aumentou 14%, passando de 16.181,13 km² para 18.479,86 km² (Tabela 1). Este aumento da agricultura está diretamente relacionado à produção de grãos. Atualmente, com o exportação da soja, o Brasil vem ganhando destaque na produção agrícola. Neste sentido, destaca-se o estado de Mato Grosso, grande produtor de soja no país, contribuindo significativamente para que o Brasil seja o segundo maior produtor desta *commodity*, ficando atrás apenas dos Estados Unidos. Esse aumento da produção agrícola no Estado interfere diretamente no uso e ocupação do solo. Pode-se observar que a região sul da área de endemismo é a região com maior fragmentação, enquanto que a região norte concentra maior percentual de floresta. Este padrão de expansão do plantio mecanizado de grãos, em especial da soja, foi inicialmente identificado por Pereira & Vieira (2001), em que as áreas de plantio inicialmente radicadas nas áreas de cerrado passariam a compor as áreas da floresta amazônica consideradas degradadas/alteradas por atividades antrópicas, onde a criação de polos de produção de grãos localizados nas regiões de Paragominas, Santarém e no sul do estado do Pará confirmaram esta previsão.

A classe de Pasto limpo passou de 54.983,48 km² para 58.115,01 km². Talvez este aumento (6%) esteja relacionado ao manejo das pastagens à adoção de melhores práticas para a criação de gado, visando o aumento de produção (Cohn et al., 2014). A classe de regeneração com

pasto também aumentou de 10.006,74 km² em 2008, para 12.046,00 km² em 2010. A vegetação secundária passou de 19.659,69 km² em 2008 para 23.768,03 km² em 2010, contabilizando um aumento de aproximadamente 21%. A classe de mineração aumentou de 346,21 km² para 448,72 km² em 2010, com um aumento de quase 30%.

Tabela 1. Área, percentual e variação das classes de uso e cobertura da terra em 2008 e 2010.

CLASSES	2008 (km ²)	%	2010 (km ²)	%	Variação (%) (2010 – 2008) /2008
Agricultura Anual	16.181,13	2,46	18.479,85	2,81	14,21
Área não observada	7.102,43	1,08	2.759,40	0,42	-61,15
Área Urbana	349,36	0,05	414,50	0,06	18,65
Desflorestamento 2008	3.153,34	0,48	1.268,01	0,19	-59,79
Floresta	488.401,88	74,25	485.330,67	73,79	-0,63
Hidrografia	9.564,78	1,45	9.564,78	1,45	
Mineração	346,21	0,05	448,71	0,07	29,61
Mosaico de Ocupações	1.179,87	0,18	1.092,27	0,17	-7,42
Não Floresta	35.915,02	5,46	35.915,01	5,46	-0,00
Outros	66,31	0,01	232,92	0,04	251,26
Pasto com solo exposto	32,13	0,00	9,14	0,00	-71,55
Pasto limpo	54.983,49	8,36	58.115,01	8,84	5,70
Pasto sujo	10.803,24	1,64	8.261,06	1,26	-23,53
Reflorestamento			40,17	0,01	
Regeneração com pasto	10.006,74	1,52	12.046,00	1,83	20,38
Vegetação Secundária	19.659,69	2,99	23.768,02	3,61	20,90
TOTAL	657.745,60	100	657.745,60	100	

Dentre as classes em que houve diminuição, as principais são: pasto com solo exposto, que passou de 32,13 km² em 2008 para 9,14 km² em 2010, com redução de aproximadamente 70%; e a classe de floresta, que diminuiu de 488.401,88 km² em 2008 para 485.330,68 km² em 2010, uma redução de 0,6% (Tabela 1).

O aumento da produção agrícola no estado do Pará vai interferir diretamente no uso e ocupação do solo, demonstrando fisicamente essa dinâmica. Pode-se observar que a região sul da área de endemismo é a região com maior fragmentação, enquanto que a região norte concentra o maior percentual de floresta (Figuras 2 e 3).

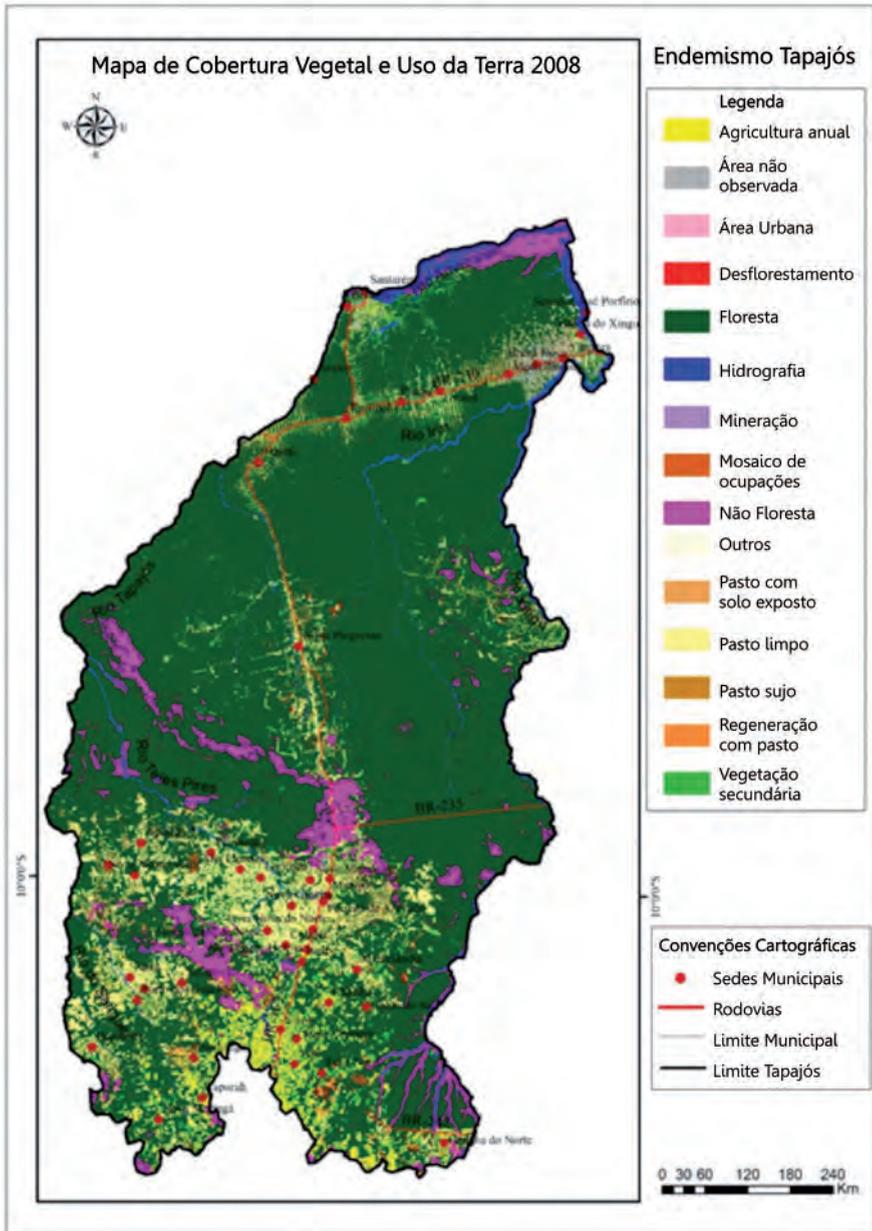


Figura 2. Classificação da cobertura vegetal e uso da terra na Área de Endemismo Tapajós em 2008.

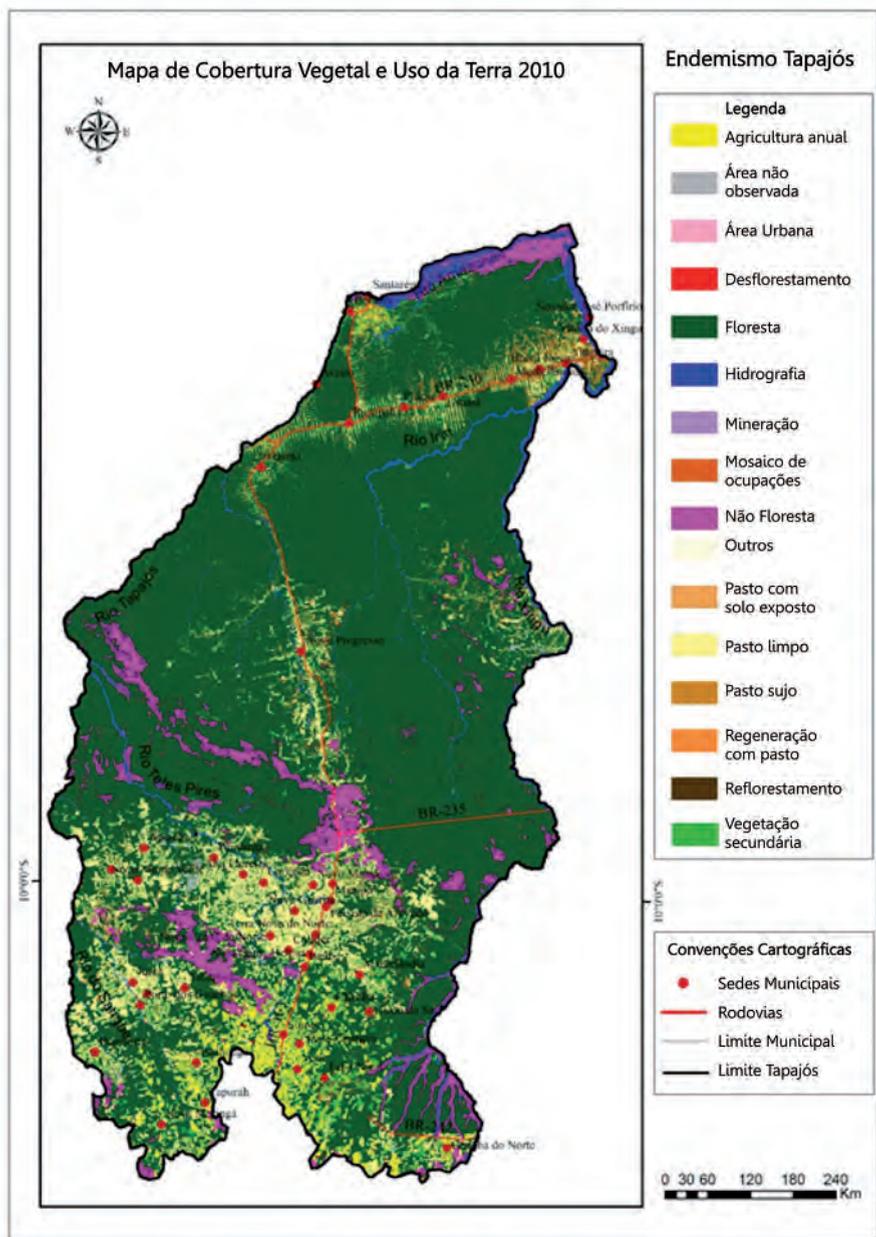


Figura 3. Classificação da cobertura vegetal e uso da terra na Área de Endemismo Tapajós em 2010.

Ao analisar a dinâmica da vegetação secundária na região, nos anos de 2008 a 2010, observamos que aproximadamente 15% (3.418 km²) de pastagem em 2008 passou a ser vegetação secundária em 2010. Já a vegetação secundária passou 2% (417 km²) para agricultura em 2010 (Figura 4). No geral, a vegetação secundária teve 19% de aumento de área, principalmente devido ao abandono da pastagem.

A Área de Endemismo Tapajós possui extensas áreas de floresta. No entanto, essas áreas devem-se ao fato de pertencerem ao grupo de áreas protegidas, unidades de conservação e terras indígenas. Nota-se a preocupação por parte do poder público em relação ao desenvolvimento de grandes infraestruturas e de projetos de extração de recursos naturais em áreas protegidas e terras indígenas. Desse modo, é necessário proteger as áreas de endemismo, pois estão ameaçadas de perda de habitats, degradação e fragmentação causada pelo desmatamento, extração seletiva de madeira, mineração, entre outros (Ferreira et al., 2014).

As Terras Protegidas são territórios devidamente estabelecidos por lei, com especificidades quanto ao uso limitado ou proibido da terra, estão regularizadas pelo Código Florestal Brasileiro. A Área de Endemismo

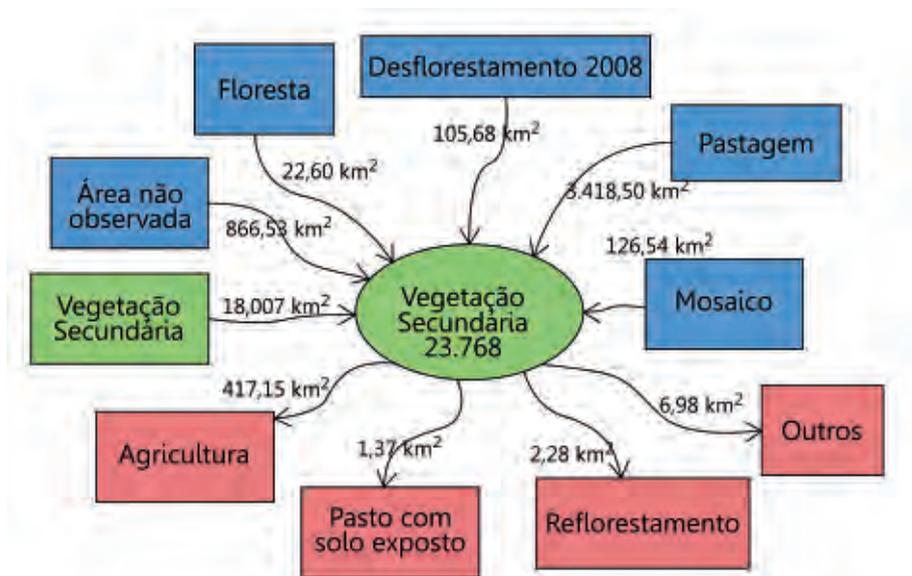


Figura 4. Análise da dinâmica da Vegetação Secundária na Área de Endemismo Tapajós.

Tapajós conta ainda com o Programa de Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), criado em 2002, com expectativa de duração de 13 anos. As terras protegidas abrangem diferentes categorias: Unidades de Conservação, Terras Indígenas, Áreas Militares e Proteção de Mananciais Hídricos, porém os maiores destaques e relevância estão nas unidades de conservação e terras protegidas (Brasil, 2000).

A Área de Endemismo Tapajós engloba 57 áreas protegidas, sendo 26 unidades de conservação e 31 Terras Indígenas (Figura 5).

As Unidades de Conservação (UCs) estão distribuídas em duas categorias: 17 Unidades de Uso Sustentável e nove (9) de Proteção Integral, totalizando 27% da Área de Endemismo Tapajós. As Unidades de Uso Sustentável são aquelas que visam conciliar a exploração sustentável da terra, sem que haja o esgotamento do solo, de forma socialmente justa e economicamente viável. As Unidades de Proteção Integral visam preservar a natureza tal como ela é ou está, livrando-a da intervenção antrópica. É admitido somente uso indireto dos recursos em atividades que não estejam ligadas a danos, destruição, coleta ou consumo (Tabela 2).

No estado do Pará existem 20 Unidades de Conservação, sendo 15 de Uso Sustentável e cinco (5) de Uso de Proteção Integral. As unidades com maior extensão territorial são: Estação Ecológica Terra do Meio, com 33.782,46 km² e a Área de Proteção Integral Trinfo do Xingu, com 16.792,58 km².

Dentro do estado do Mato Grosso, a área de Endemismo possui seis (6) Unidades de Conservação, quatro (4) unidades de Proteção Integral e duas (2) Unidades de Uso Sustentável. A unidade com maior extensão é o Parque Nacional do Juruena, com 10.280,29 km².

As Unidades de Conservação incluídas na Área de Endemismo Tapajós somam uma área de 180.395,71 km², dos quais cerca de 37,45% correspondem a Unidades de Proteção Integral, e o restante, 62,55%, correspondem a Unidades de Uso Sustentável. As classes de uso do solo mais dominantes nas unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável, tanto no ano de 2008 quanto em 2010, foram Floresta, Pasto Sujo, Regeneração com Pasto e Vegetação Secundária.

Entre os anos de 2008 e 2010, estas e as demais classes sofreram variações, com exceção das classes Hidrografia e Não Floresta, que não passaram por variações significativas de área (Tabela 3). Nas UCs são

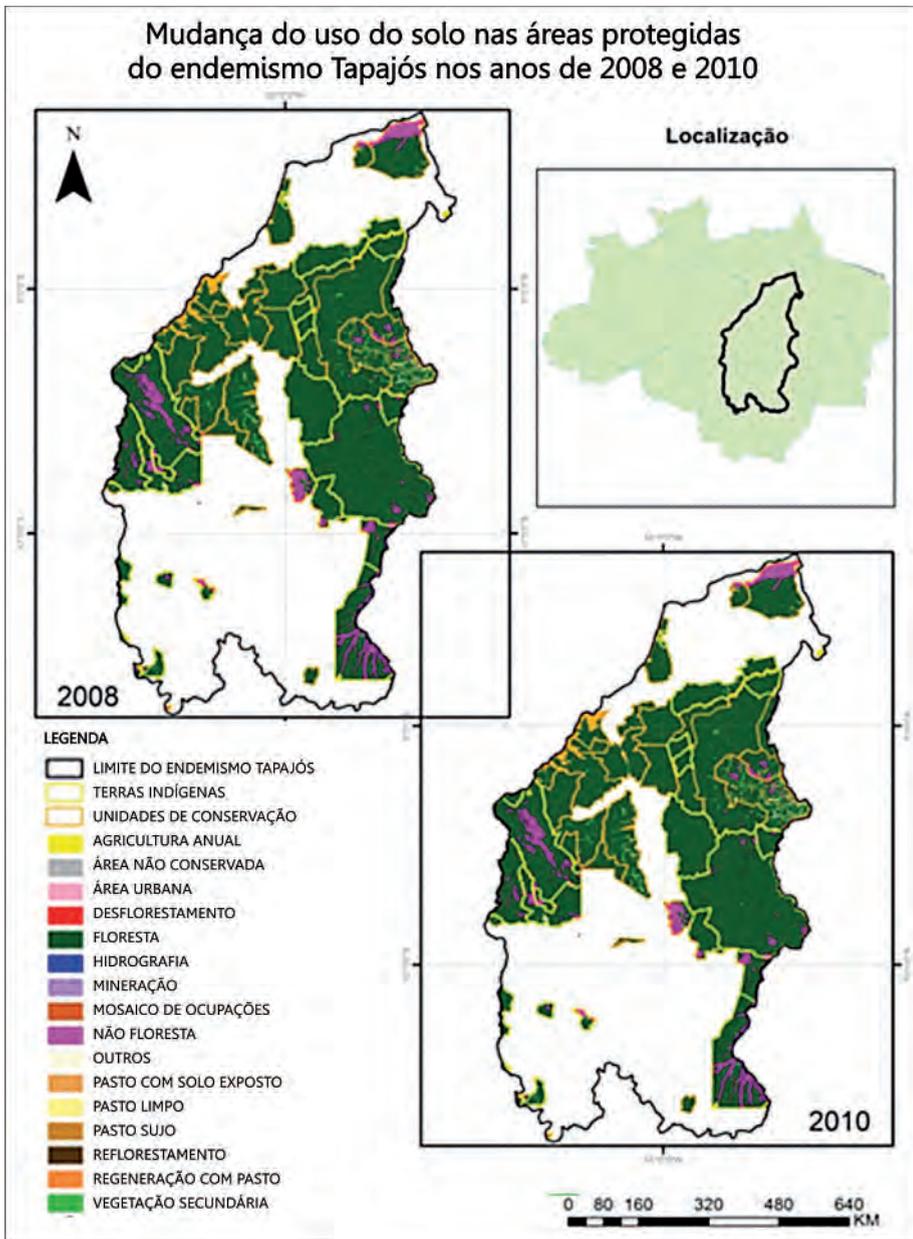


Figura 5. Classificação do uso do solo nas áreas protegidas do Centro de Endemismo Tapajós em 2008 e 2010.

vedados certos tipos de uso do solo, que foram identificados neste trabalho, tais como, agricultura, mineração, abertura de áreas para pasto limpo, área urbana e mosaico de ocupações, que não deveriam ocorrer, por serem usos resultantes de atividades humanas diretas.

Tabela 2. Unidades de Conservação na Área de Endemismo Tapajós (Categoria US = Uso Sustentável, PI = Proteção Integral).

ESTADO	NOME	CATEGORIA	ÁREA (km ²)	
PARÁ	Área de Proteção Ambiental do Tapajós	US	20.399,69	
	Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu	US	16.792,58	
	Floresta Estadual do Iriti	US	4.386,28	
	Floresta Nacional de Altamira	US	7.235,80	
	Floresta Nacional de Itaituba I	US	2.128,50	
	Floresta Nacional de Itaituba II	US	3.982,19	
	Floresta Nacional do Crepori	US	7.406,94	
	Floresta Nacional do Jamanxim	US	13.012,62	
	Floresta Nacional do Tapajós	US	5.336,07	
	Floresta Nacional do Trairão	US	2.580,05	
	Reserva Extrativista Renascer	US	2.111,96	
	Reserva Extrativista Rio Iriti	US	4.000,64	
	Reserva Extrativista Rio Xingu	US	3.030,40	
	Reserva Extrativista Rio Anfrísio	US	7.368,41	
	Reserva Extrativista Verde Para Sempre	US	13.020,79	
	Total de US no Pará			112.792,92
	Estação Ecológica da Terra do Meio	PI	33.782,46	
	Parque Nacional da Serra do Pardo	PI	4.458,98	
	Parque Nacional do Jamanxim	PI	8.590,64	
	Parque Nacional do Rio Novo	PI	5.379,43	
Reserva Biológica Nascentes Serra do Cachimbo	PI	3.421,89		
Total de PI no Pará			55.633,40	
Total no Pará			168.426,32	
MATO	Estação Ecológica do Rio Ronuro	PI	1.033,90	
GROSSO	Parque Estadual Cristalino	PI	590,38	
	Parque Estadual do Xingu	PI	24,14	
	Parque Nacional do Juruena	PI	10.280,29	
	Total de PI no Mato Grosso		11.928,71	
	Reserva Particular do Patrimônio Natural Cristalino I	US	24,51	
Reserva Particular do Patrimônio Natural Cristalino III	US	16,17		
Total de US no Mato Grosso			40,68	
Total no Mato Grosso			11.969,39	
Total Geral			180.395,71	

Tabela 3. Áreas (km²) dos diferentes usos do solo nas Unidades de Conservação no Centro de Endemismo Tapajós e respectivas variações.

CLASSES	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO					
	Proteção Integral (PI)		Uso Sustentável (US)		Variação 2008 - 2010	
	2008 (km ²)	2010 (km ²)	2008 (km ²)	2010 (km ²)	PI (km ²)	US (km ²)
Agricultura Anual	1,39	0,26	2,39	1,38	-1,13	-1,00
Área não observada	42,97	17,55	812,77	932,49	-25,41	119,71
Área Urbana	0,00	0,00	2,54	2,61	0,00	0,06
Desflorestamento	38,81	16,83	385,66	212,57	-21,98	-173,08
Floresta	62.552,47	62518,97	10.1452,16	10.0858,82	-33,49	-593,34
Hidrografia	222,90	222,90	830,12	830,12	0,00	0,00
Mineração	5,09	6,00	106,16	165,60	0,90	59,43
Mosaico de Ocupações	0,00	6,05	6,40	48,29	6,05	41,88
Não Floresta	3.429,89	3429,89	3.769,63	3.769,63	0,00	0,00
Outros	0,68	6,08	15,40	29,84	5,39	14,44
Pasto com solo exposto	0,12	0,06	5,69	0,76	-0,05	-4,93
Pasto limpo	459,00	371,04	2.167,13	2.045,66	-87,96	-121,47
Pasto sujo	222,09	128,39	983,72	1.171,38	-93,69	187,66
Reflorestamento	0,00	0,92	0,00	0,06	0,92	0,06
Regeneração com pasto	127,71	310,26	662,75	870,36	182,55	207,61
Vegetação secundária	460,65	528,55	1.630,07	1.893,01	67,90	262,94
Total						

Nas unidades de proteção integral, pode-se observar que de 2008 para 2010 houve uma redução das áreas de agricultura (1,14 km²), de pasto limpo (87,96 km²), de pasto sujo (93,69 km²) e de pasto com solo exposto (0,05 km²). Esta tendência também pode ser observada com o aumento de áreas de vegetação secundária, que representa uma recuperação das áreas que possivelmente foram desmatadas anteriormente. Porém, também foi identificada uma redução das áreas de floresta (redução de 33,50 km²), o que é considerado um ponto negativo, pois indica que

essas áreas foram convertidas em outros usos do solo. Esta conversão ocorreu provavelmente em área urbana, mineração e mosaico de ocupações, que apresentaram um aumento no ano de 2010 (Figura 6). A classe Reflorestamento não pôde ser efetivamente analisada, pois o mapeamento deste uso do solo foi iniciado apenas em 2010.

As Unidades de Conservação de Uso Sustentável permitem o uso sustentável de parcela dos recursos naturais da área, admitindo ocupação humana, uso múltiplo e exploração sustentável dos recursos, visitação pública e pesquisa científica. Neste caso, há ocupação, desde que consciente e limitada, como agricultura familiar, habitação da população tradicional local e outros tipos de ocupações. A agricultura, apesar de ser permitida em pequena escala, apresentou uma redução de 1 km² em 2010, enquanto que as áreas urbanas e os mosaicos de ocupações apresentaram um significativo aumento. Também foi observado um grande aumento das áreas de vegetação secundária e de regeneração, indicando a recuperação de determinadas áreas que foram desmatadas ou degradadas.

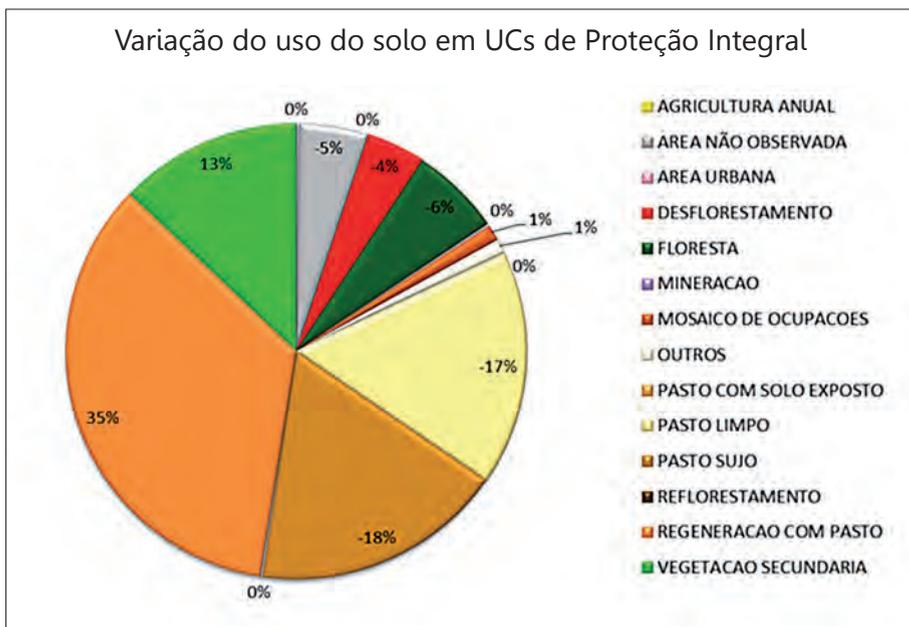


Figura 6. Variação do uso do solo em UCs de Proteção Integral entre os anos de 2008 e 2010.

Apesar das limitações para ocupação, as Unidades de Uso Sustentável permitem usos de solo que apresentaram variações acentuadas. Por exemplo, as áreas de floresta apresentaram uma queda de 593,34 km², um valor muito alto de desmatamento, que levou ao estabelecimento de outros tipos de uso do solo, como, possivelmente, a mineração, pasto sujo, área urbana, entre outros (Figura 7).

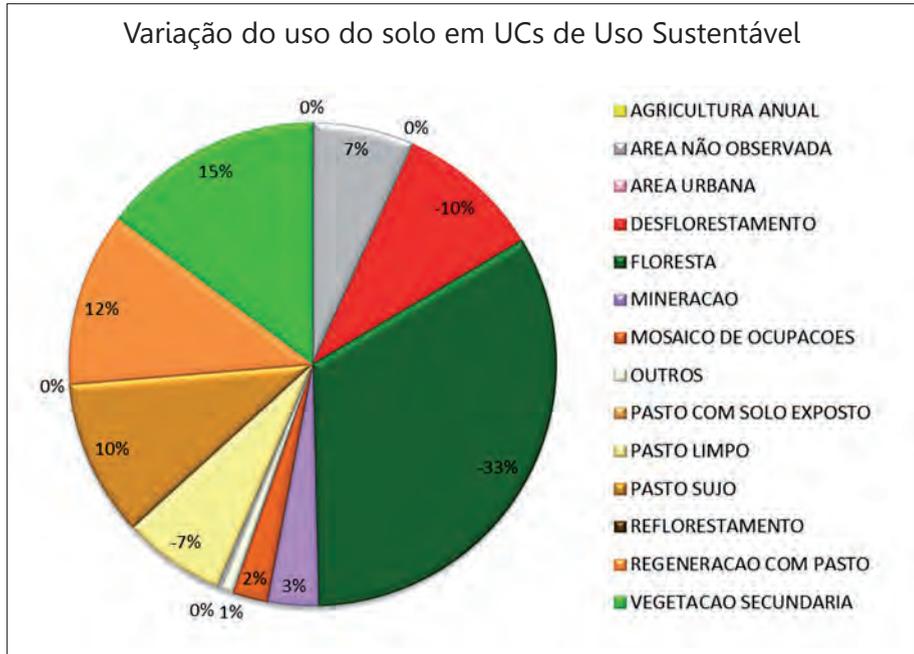


Figura 7. Variação do uso do solo em UCs de Uso Sustentável entre os anos de 2008 e 2010.

A partir das classes que dominaram os dois grupos de Unidades de Conservação nos anos de avaliação (Floresta, Pasto Sujo, Regeneração com Pasto e Vegetação Secundária), foram identificadas as Unidades de Conservação que apresentaram maiores variações quanto a essas classes.

A Unidade de Conservação que apresentou a maior variação na área de Floresta foi Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu, com uma redução de 361,68 km². Esta Unidade de Conservação foi a que apresentou a maior variação de área de Pasto Sujo, com um aumento de 124,34 km². A maior taxa de variação da classe Regeneração com

Pasto ocorreu no Parque Nacional da Serra do Pardo, uma unidade de proteção integral, com um aumento de 114,94 km². Por fim, a classe Vegetação Secundária apresentou maior variação na Floresta Nacional do Jamanxim, uma unidade de proteção integral, com um aumento de 83,18 km².

A Área de Endemismo Tapajós possui 31 Terras Indígenas, que representam 25% da área total, todas com ocupação tradicional, garantindo o direito originário dos índios, onde estes “habitam, em caráter permanente, utilizam para suas atividades produtivas, as imprescindíveis à preservação dos recursos ambientais necessários ao seu bem-estar e à sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e tradições” (Brasil, 1996).

O estado do Pará possui 14 Terras Indígenas, destacando-se em extensão territorial a Terra Munduruku, com 23.791,08 km². Há ainda três terras indígenas que abrangem os dois estados: Kyabi, Menkragnoti e Panará. O estado do Mato Grosso possui 14 Terras Indígenas, com destaque para o Parque do Xingu, a maior em extensão territorial, com 17.959,97 km² (Tabela 4).

Sabe-se de que algumas terras indígenas do Brasil sofrem invasões de mineradores, pescadores, caçadores, madeireiros e posseiros. Isto foi confirmado por meio da redução da classe de Floresta, que possuía 150.550,85 km² em 2008, para 150.461,44 km² em 2010. Já a classe de Mineração aumentou de 1,91km² em 2008 e passou para 3,13 km² em 2010 (Tabela 5).

As Terras Indígenas que apresentaram maior mudança foram Cachoeira Seca, localizada no município de Altamira (PA), onde é encontrada uma grande incidência de exploração ilegal de madeira e pela construção da Usina Hidrelétrica de Belo Monte; e a terra indígena Manoki, que se localiza no Município de Bonfim (MT), considerada a quarta terra indígena mais desmatada no estado do Mato Grosso, sendo ocupada por grandes empreendimentos agrícolas, com predomínio de culturas mecanizadas e intensa atividade pecuária.

Tabela 4. Terras Indígenas na Área de Endemismo Tapajós.

ESTADO	NOME	ÁREA (KM²)
PARÁ	Arara	2.762,91
	Arara da Volta Grande do Xingu	7,60
	Baú	1.582,55
	Bragança Marituba	135,99
	Cachoeira Seca	7.367,80
	Cayabi	1.108,14
	Kararaá	3.196,05
	Kayapó	3.196,05
	Kuruaya	1.668,27
	Munduruku	23.791,08
	Munduruku-Taquara	254,79
	Paquiçamba	200,98
	Sai-Cinza	1.057,51
	Xipayá	1.788,46
	Total no Pará	48.118,18
PARÁ E MATO GROSSO	Kayabi	9.430,01
	Menkragnoti	49.296,28
	Panará	4.990,89
	Total no Pará e Mato Grosso	63.717,19
MATO GROSSO	Apiaka/Kayabi	1.098,78
	Apiaká do Pontal e Isolados	9.721,21
	Batelão	1.174,57
	Batovi	50,78
	Capoto/Jarina	5.083,72
	Erikpatsá	664,67
	Irantxe	300,50
	Japuíra	1.411,27
	Manoki	2.077,22
	Menká	280,86
	Parque do Xingu	17.959,98
	Pequizal do Naruvôtu	141,16
	Ponte de Pedra	143,57
Terena Gleba Iriri	303,93	
Total no Mato Grosso	40.412,21	
	Total Geral	152.247,58

Tabela 5. Classes de uso e cobertura da terra nas terras indígenas em 2008 e 2010.

Classes	2008 (km ²)	%	2010 (km ²)	%
Agricultura Anual	89,18	0,05	82,32	0,05
Área não observada	72,07	0,04	38,53	0,02
Área Urbana	0,83	0,00	1,31	0,00
Desflorestamento 2008	118,15	0,07	55,72	0,03
Floresta	150.550,85	90,39	150.461,44	90,34
Hidrografia	977,78	0,59	977,78	0,59
Mineração	1,91	0,00	3,13	0,00
Mosaico de Ocupações	10,82	0,01	31,70	0,02
Não Floresta	13.105,31	7,87	13.105,31	7,87
Outros	3,31	0,00	28,03	0,02
Pasto com solo exposto	0,24	0,00	0,00	0,00
Pasto limpo	545,29	0,33	643,80	0,39
Pasto sujo	185,98	0,11	137,33	0,08
Regeneração com Pasto	270,60	0,16	267,71	0,16
Vegetação Secundária	619,76	0,37	717,98	0,43
Total geral	166.552,07	100,00	166.552,07	100,00

Considerações finais

Apesar da dinâmica da área de estudo, 73,8% da área ainda continua intacta, com uma redução percentual de aproximadamente 0,5%, e cerca de 50% da Área de Endemismo Tapajós encontra-se sob algum tipo de proteção ambiental.

Com base nos resultados, foram observados usos inadequados nas PI e de US com área de agricultura, desflorestamento, mineração e pastagem, todavia com baixos percentuais. Sendo assim, as unidades de conservação comprovam o seu caráter de proteção da expansão de áreas sob forte pressão antrópica, sobretudo a abertura de novas fronteiras agrossilvipastoris. Apesar dos baixos percentuais, estas áreas são protegidas por lei e não deveriam apresentar esses tipos de usos.

Referências

- Almeida, A. S.; Vieira, I. C. G. 2010. Centro de Endemismo Belém: status da Vegetação Remanescente e Desafios para a Conservação da Biodiversidade e Restauração Ecológica. **Reu**, 36(3): 95-111.
- Brasil. 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. **Diário Oficial**, 19 jul. 2000, p. 1.
- Brasil. 1996. Demarcação de terras indígenas. **Diário Oficial**, 9 jan. 1996, p. 265 .
- Carvalho, C. J. B. 2009. Padrões de endemismo e a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, 5(1-2): 12-21.
- Cohn, A. S. et al. 2014. Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 111(20): 7236-7241.
- Coutinho, A. C. et al. 2013. **Uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal TerraClass 2008**. Brasília, DF: Embrapa, 107 p.
- Ferreira, J. et al. 2014. Brazil's environmental leadership. **Science**, 346: 6210-6218.
- FUNAI-Fundação Nacional do Índio. 2015. **Shape**. Disponível em: <<http://www.funai.gov.br/index.php/shape>>. Acesso em: 10/02/2015.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2001. **Mapa de Solos do Brasil**. Escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro: IBGE.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002. **Mapa de Climas do Brasil**. Escala 1:5000.000. Rio de Janeiro: IBGE.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2006. **Mapa de Unidades de Relevo do Brasil**. Escala 1:5.000.000. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2015. **Banco de dados Agregados**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15/03/2015.
- INPE-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2010. **Dados TerraClass 2010**. Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2010.php>. Acesso em: 10/02/2015.
- Lepsch, I. F. 2010. **Formação e conservação dos solos**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos.
- MMA-Ministério do Meio Ambiente. 2015. **Dados Georreferenciados**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-georreferenciados>>. Acesso em: 10/02/2015.
- Pereira, C. A. ; Vieira, I. C. G. 2001. A importância das florestas secundárias e os impactos de sua substituição por plantios mecanizados de grãos na Amazônia. **Interciência**, 26(8): 337-341.
- Silva, J. M. C.; Rylands, B. A.; Fonseca, G. A. B. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. **Megadiversidade**, 1(1): 126-131.

Sustentabilidade das explorações florestais na Amazônia: o caso conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns, Pará

Iranilda Silva Moraes, Aline Maria Meiguins de Lima,
Marcos Adami, Maria Isabel Vitorino &
Márcia Tatiana Vilhena Segtowich Andrade

RESUMO

No estado do Pará, em 2011, foram assinados os primeiros contratos de concessão para exploração de recursos florestais em uma área total de 150.956,95 hectares. Conforme a Lei 11.284/2006 (Lei de Gestão de Florestas Públicas), a concessão florestal é uma modalidade de gestão florestal para o exercício do manejo sustentável de recursos florestais. Este trabalho teve por objetivo avaliar os impactos na abertura no dossel em área de concessão florestal na Unidade de Manejo Florestal (UMF I) do lote de concessão florestal do Conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns (PA). Os métodos adotados consistiram no levantamento das feições de estradas secundárias, trilhas de arraste, pátios de estocagem, clareiras de derruba e áreas não exploradas; análise estatística dos dados de abertura de dossel; estimativa do LAI e dos cenários de alteração do estoque de carbono. Os pátios de estocagem apresentaram um maior percentual de fração de abertura de dossel (61,94 %), seguido das áreas de clareira (48,82%), das estradas secundárias (33,85%) e, por último, das trilhas de arraste (19,54%). As variações de LAI indicaram a redução significativa do seu valor nas áreas de pátios de estocagem e nas estradas secundárias. Considerando as estimativas de estoque de carbono, que podem ser definidas para as espécies consideradas de interesse de exploração, observou-se que as possíveis alterações do dossel na área de estudo, se associadas à exploração não manejada, implicariam em um impacto significativo, uma vez que o número de indivíduos por espécie é variável, o que representa diferentes estoques de carbono.

Introdução

O entendimento de processos contemporâneos que atribuem significado às transformações da Amazônia brasileira também revelam os processos de ocupação do território. Estes são marcados por uma dinâmica regional que envolve formas conflituosas de apropriação da terra e diferentes atores (Gonçalves, 2005). De acordo com Becker (2007), a transformação em curso na Amazônia não é apenas reflexo da globalização, mas também corresponde a uma intensa dinâmica desde fins do século XX, que gerou profundas mudanças estruturais na região.

De maneira geral, as florestas tropicais estão sendo destruídas muito rapidamente, apontando para altas taxas de desmatamento e elevados índices de fragmentação, associados, sobretudo à expansão de atividades econômicas, ao crescimento de populações humanas e aos graves problemas de pobreza (Castro Júnior; Coutinho & Freitas, 2009; Alves, 2002; Fearnside, 2008).

Em 1990, as florestas tropicais cobriam entre 11,5 e 12,4 milhões de km² em todo mundo, e sua taxa média de desflorestamento até 1997 era estimada em 5,8 mil km² (AcharDET al., 2002). Segundo Hansen et al. (2013), 32% da perda global de cobertura vegetal ocorrida entre 2000 e 2012 provém das florestas tropicais, e desta perda, quase metade ocorreu na América do Sul. Nesta região, a Amazônia brasileira detém 30% do total das florestas tropicais mundiais, sendo a maior floresta tropical contígua do planeta, com vasta e heterogênea biodiversidade (Fearnside, 2008; Foley et al., 2007). E o desflorestamento da Amazônia é um dos principais problemas ambientais atuais.

Neste sentido, conservar as áreas de florestas passou a ser considerado não mais um entrave, e sim uma oportunidade de desenvolvimento para a região. Na atual conjuntura, o manejo florestal surge como uma alternativa, pois somente a adoção de práticas de manejo pode conciliar o desenvolvimento econômico e a conservação dos recursos florestais da Amazônia (Baitz; Pereira & Lentini, 2008; Hummelet al., 2010).

O manejo florestal é um conjunto de técnicas para a exploração de madeira que visa a diminuir os danos à floresta (Amaral et al., 1998). Ele limita o número de árvores a serem exploradas e protege as árvores jovens, garantindo a manutenção da cobertura florestal e dos serviços ambientais promovidos pela floresta (Schulze & Zweede, 2006). Dessa

forma, o manejo também garante a sustentabilidade econômica da operação florestal, já que os estoques de madeira não são exauridos de uma única vez, e a exploração poderá ocorrer em ciclos contínuos.

Em meados da década de 1990, as pesquisas já demonstravam que a Exploração de Impacto Reduzido (EIR) causa bem menos prejuízos aos povoamentos florestais, proporcionando rendimento econômico igual ou superior àquele obtidos nas primeiras colheitas utilizando a Exploração Convencional (EC); onde boa parte do entusiasmo que as grandes empresas madeireiras vêm demonstrando até o momento pela EIR é fruto da certificação florestal e dos benefícios econômicos que ela promete (Santos et al., 2009), marcada fundamentalmente pela maior abertura ao lucrativo comércio da exportação.

No entanto, experiências em países que fizeram concessões em suas florestas revelaram certo fracasso, ocasionado principalmente pelo monitoramento deficiente, que não conseguia acompanhar as atividades desenvolvidas, tampouco avaliar e quantificar os impactos causados pelas técnicas de manejo florestal empregadas pelas concessionárias (Asner et al., 2009).

Neste sentido, reduzir os danos causados à floresta é o primeiro passo para atingir a sustentabilidade nas explorações florestais na Amazônia. Um fator preponderante para isto é a educação dos proprietários/detentores de planos de manejo e o treinamento de trabalhadores florestais em boas práticas de manejo, incluindo um planejamento apropriado de exploração (Asner et al., 2004).

O emprego de técnicas de monitoramento das alterações na cobertura vegetal resultantes da exploração madeireira é uma forma de controlar os danos e garantir o impacto reduzido da exploração em áreas de concessão florestal. Schliemann & Bockheim (2011) afirmam que o tamanho da abertura do dossel é uma característica importante, principalmente as que foram causadas pela queda de uma ou mais árvores.

O emprego de fotografias hemisféricas é um método óptico comumente utilizado para medição dos parâmetros de abertura do dossel e índice de área foliar (Nascimento et al., 2007). Segundo Rich (1990), as fotografias hemisféricas podem ser empregadas para estudar qualquer forma de cobertura vegetal (incluindo florestas, arbustos e culturas). Suas limitações estão no tamanho da configuração da câmera e na capacidade de

posicionamento dentro ou acima do dossel e na diferenciação entre a copa e o céu (Nobis & Hunziker, 2005; Zhang et al., 2005).

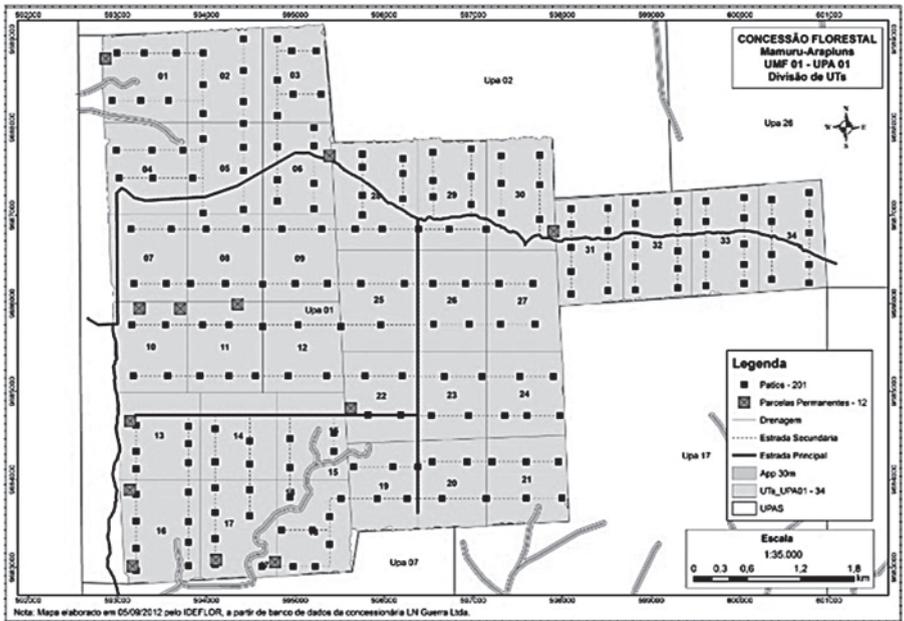
As tomadas podem ser feitas ao longo de transectos ou em padrões de grade, visando caracterizar a arquitetura do dossel e os microambientes locais, como também podem ser utilizadas para determinar o índice de área foliar (LAI - *Leaf Area Index*) (Bréda, 2003). Além disso, o uso das fotografias hemisféricas fornece um registro permanente de importantes informações do dossel, como posição, tamanho, densidade e distribuição das aberturas (*gap fraction*) em diferentes ângulos zenitais e azimutais (Zhang et al., 2005).

O emprego de técnicas de sensoriamento remoto ampliou a capacidade de observar as mudanças na estrutura do dossel (Garrigues et al., 2008; De Kauwe et al., 2011). A estimativa do LAI a partir de dados de sensoriamento remoto, normalmente utiliza índices de vegetação formados por combinações aritméticas de duas ou mais bandas espectrais (Pettorelli et al., 2011). No entanto, seus vínculos com as características ecológicas são específicas da região, o que pode introduzir erros de agregação.

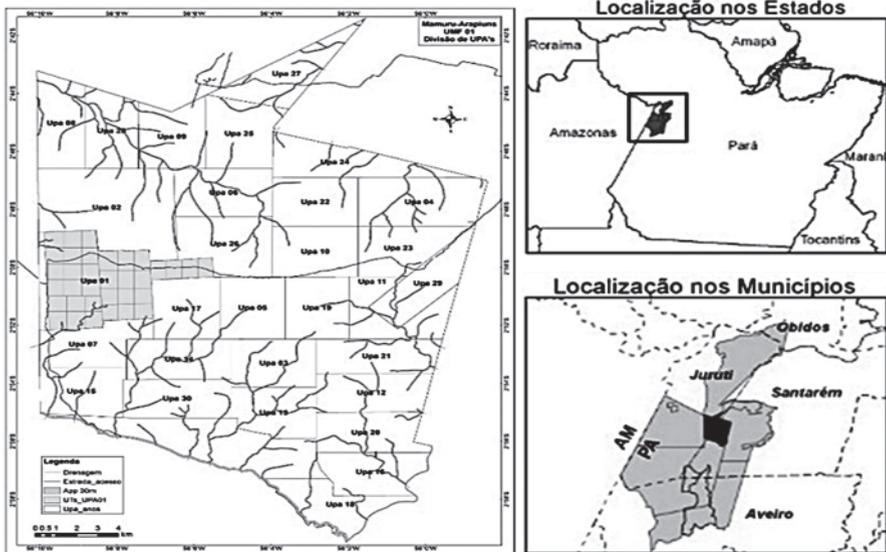
A necessidade de monitorar as práticas do manejo florestal é imperativa, principalmente no âmbito das concessões florestais, pois além de contribuir para o cumprimento das limitações dos danos à floresta, resguarda o direito do Estado enquanto gestor da floresta pública. Este capítulo apresenta uma análise dos impactos na abertura no dossel em área de concessão florestal, na Unidade de Manejo Florestal (UMF I) do lote de concessão florestal do Conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns, analisando os dados de abertura de dossel mediante o fator de degradação, a qualidade do manejo florestal e os efeitos do monitoramento na gestão florestal, em especial quanto à adoção de práticas sustentáveis.

Metodologia

A área de estudo abrange cerca de 3.000 ha da primeira Unidade de Produção Anual (UPA) da UMF I (Figura 1a) da Concessão Florestal no Conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns (Figura 1b), e está localizada nos municípios de Juruti e Santarém (Pará). A Concessão foi licenciada e autorizada para exercício das atividades de manejo florestal para a



a



b

Figura 1. Área de estudo. a) Configuração de Unidades de Produção Anual (UPAs) da UMF I. b) Localização e subdivisão do Conjunto de Glebas Mamuru Arapiuns.

safrado ano de 2012. O Plano de Operação Anual (POA) apresenta a UPA I composta por 34 Unidades de Trabalho (UT) e 201 pátios de estocagem. A caracterização da cobertura vegetal é marcada pela presença de duas classes de florestas: Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas de dossel emergente (Dbe) e Florestas Ombrófila Densa das Terras Baixas de dossel emergente mais Floresta Ombrófila Aberta com Palmeiras (Dbe+Abp) (IBGE, 2012). Também foram identificadas algumas poucas áreas que anteriormente sofreram exploração florestal (corte seletivo) e/ou corte raso.

As informações referentes aos aspectos socioambientais, aos trâmites dos processos de contratos de concessão florestal, ao uso e cobertura do solo, com definições das tipologias florestais, foram obtidas junto ao Instituto de Desenvolvimento Florestal do Estado do Pará (IDEFLOR). Para efeito do processo de concessão florestal na área de estudo, foi realizado o mapeamento na escala de 1:50.000 para o ano de 2011, discriminando os tipos florestais, tipos de usos, planícies de inundação e corpos d'água.

No levantamento das características do processo de exploração florestal foram empregadas fotografias hemisféricas, a partir da acoplagem de uma câmara fotográfica a uma lente olho de peixe (*fisheye*), a qual foi posicionada abaixo do dossel e orientada para zênite.

Levantamento e tratamento das informações

No processo de identificação das áreas de abertura do dossel por meio de fotografias hemisféricas observaram-se os horários propícios para coleta, sendo eles uma hora depois do amanhecer e uma hora antes do entardecer, para evitar a incidência direta de iluminação na clareira. Para cada seção de coleta, efetuou-se o registro da foto hemisférica e a medição da abertura em solo, sendo que para as estradas secundárias foram realizados sete (7) transectos; para as trilhas de arraste, oito (8) transectos, para área não explorada dois (2) transectos, mais 24 pátios e quatro (4) clareiras, de acordo com o delineamento específico para cada feição amostrada.

As tomadas abrangeram as áreas de: pátios de estocagem, estradas secundárias, trilhas de arraste, clareiras de derruba e em área não explorada (controle). Na mesma oportunidade também foram realizadas

medidas à trena no solo da área impactada pela atividade florestal. Os procedimentos de coleta das fotos, medidas à trena e percentual amostral aleatório estão sinteticamente apresentados na Tabela 1.

As fotografias hemisféricas permitem identificar a fração de abertura do dossel, a partir da proporção do céu que a vegetação não foi capaz de obscurecer registrada a partir de um ponto (Rich, 1990). Isto também pode ser associado aos impactos no dossel, ocasionados pela atividade de exploração florestal.

Tabela 1. Procedimentos adotados no levantamento fotográfico.

Feição	Amostra	Procedimentos de medidas	
Estradas Secundárias	10% do número total	<p><i>Trena</i></p> <p>1 transecto de 100 m com medições da largura a cada 10 m</p>	<p><i>Fotografia Hemisférica</i></p> <p>Transecto em Estradas Secundárias (100m)</p>
		<p>Trilhas de Arraste</p> <p>Mesmo número de estradas secundárias amostradas</p> <p>1 transecto de 50 m com medições da largura a cada 10 m</p>	<p>Transecto em Trilhas de Arraste (50m)</p>
Pátios de Estocagem	10% do número total	largura e comprimento	<p>Pátio</p> <p>Ponto de coleta da foto hemisférica</p>
Clareiras de derruba	Aleatória	largura e comprimento (elipse da clareira)	<p>Clareira</p> <p>Ponto de coleta da foto hemisférica</p>
Áreas não exploradas	N/A	1 transecto de 500 m com medições da largura a cada 20 m	<p>Transecto em Áreas Não Exploradas (500m)</p>

Esta medida do percentual de dossel aberto pelas atividades do manejo florestal foi obtida das fotografias hemisféricas utilizando o *software* Gap Light Analyzer (GLA 2.0). Neste *software* foram geradas as imagens binárias (preto e branco) e quantificadas as frações de abertura de dossel para cada feição analisada (pátios, estradas, trilhas de arraste, clareiras); e com isto foi obtida a fração de dossel aberto pela atividade de exploração florestal.

Foram realizadas 704 fotos hemisféricas, obtidas a partir de 175 pontos de coleta e todas as feições da exploração florestal. Também foram realizados 153 pontos de medição da abertura no solo. Esta diferença entre os pontos de coleta e de medições está relacionada com as medidas realizadas nas amostras tomadas em área não explorada, uma vez que a abertura decorrente da atividade de exploração florestal era inexistente.

Tabela 2. Detalhamento do quantitativo amostral levantado.

Feição	Seção Amostrал	Pontos de Coleta	Foto Hemisférica	Medição no Solo
Estrada Secundária	7	77	315	77
Trilha de Arraste	8	48	189	48
Pátio de Estocagem	24	24	98	24
Clareira	4	4	17	4
Área não explorada	2	22	85	-
Total	45	175	704	153

Conforme as definições e delineamentos para as coletas de amostras pelas medições no solo das aberturas advindas da exploração florestal, foram realizadas as mensurações de largura das estradas secundárias e trilhas de arraste, largura e comprimento dos pátios de estocagem e semi eixo maior e semi eixo menor nas áreas de clareira.

Definidos os parâmetros de configuração e de registro das fotos, procedeu-se o cálculo estatístico da estrutura do dossel, sendo que no processamento propriamente dito foi utilizado um limiar fixo de 150, visto que em diversos testes realizados este foi o que apresentou melhor resultado na diferenciação de pixels brancos e pixels pretos, na geração da imagem binária, necessário para a geração das estimativas de abertura de dossel por meio do LAI.

O LAI foi obtido por um método indireto, com base na determinação da cobertura do dossel, considerando que a luz tem uma chance de ser interceptada pelas folhas à medida que passa através da vegetação. A fração de abertura em torno de cada ângulo de visão é calculada com métodos semelhantes aos do total abertura para o hemisfério, considerando:

$$LAI = \sum(-\ln T_a * W_z / S_z) \quad \text{eq. 1}$$

Onde T_a representa a fração aberta e z equivale aos ângulos de visada a partir das fotografias hemisféricas, W_z e S_z são pesos para contabilizar a correção de área e de percurso, respectivamente (Nascimento et al., 2007).

Na avaliação dos cenários de alteração no estoque de carbono, foi empregada a equação definida em Brown (1997):

$$BAS = V * WD * BEF \quad \text{eq. 2}$$

Onde, BAS = biomassa acima do solo; V = volume (m³/ha); WD = densidade (kg/m³); BEF = fator de expansão, calculado a partir de:

$$BEF = \text{Exp}(3,213 - 0,506 * \text{Ln}(V * WD)) \quad \text{eq. 3}$$

Os dados de volume e densidade foram extraídos do levantamento realizado para implantação das UPAs da UMFs da Concessão Florestal no Conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns (Tabela 3), admitindo-se o discutido por Somogyi et al. (2006) e Silveira et al. (2008), que indicam que vários fatores podem ser usados em estimativas de biomassa, dependendo dos dados disponíveis. Quando se tem apenas dados de biomassa comercial, utiliza-se um fator de expansão, considerando-se a conversão do volume comercial para o volume total da árvore, seguida pela conversão para biomassa.

A estimativa de carbono, considerando a relação:

$$C \text{ (kg)} = BAS * [C] \quad \text{eq. 4}$$

Foi realizada com base no proposto por Higuchi et al. (2004) e Watzlawick et al. (2005), que admitem para a concentração de carbono média ([C]) de 48%, com base na estimativa para vegetação de florestas tropicais de valores entre 46% e 52%.

Tabela 3. Espécies que se destacaram em volume ($m^3 \cdot ha^{-1}$), segundo o Inventário das Glebas Estaduais Mamuru Arapiuns ($DAP \geq 50$ cm - estoque disponível para exploração), elaborado por Colares, Melo & Ribeiro (2010).

Nome Vulgar	Nome Científico	Totais								
		N	G	V	FR	DR	DoR	IVC	IVI	
Maçaranduba	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier	14,61	1,32	16,81	2,07	2,98	5,4	4,19	3,48	
Abiurana	<i>Pouteria cladanta</i> Sandwith	20,63	0,83	9,64	2,08	4,21	3,39	3,8	3,23	
Muruci-da-mata	<i>Byrsonima</i> sp.	19,68	0,64	7,10	2,09	4,02	2,61	3,31	2,91	
Matamatá-preto	<i>Eschweilera</i> sp.	16,53	0,58	6,62	1,82	3,37	2,39	2,88	2,53	
Ucuúbarana	<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	8,62	0,51	6,20	1,55	1,76	2,07	1,91	1,79	
Quinarana	<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook.f. ex Miers	5,71	0,51	6,15	1,26	1,63	1,39	1,51	1,43	
Breu vermelho	<i>Protium cf. heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	17,46	0,54	5,88	2,01	3,56	2,19	2,88	2,59	
Muirapixuna	<i>Chamaecristas cleroxylon</i> (Ducke) H. S. Irwin & Barneby	7,36	0,49	5,80	2,02	2,53	3,5	3,01	2,68	
Louro-preto	<i>Nectandra</i> sp.	11,02	0,48	5,69	2,02	2,25	1,98	2,12	2,08	
Caraipé	<i>Licaniakunthiana</i> Hook. f.	10,93	0,47	5,44	1,28	2,23	1,91	2,07	1,81	

N ($n \cdot ha^{-1}$) - estimativa do número de árvores; G ($m^2 \cdot ha^{-1}$) - área basal; V ($m^3 \cdot ha^{-1}$) - volume; FR - frequência relativa; DR - densidade relativa; DoR - dominância relativa; IVC - valor de cobertura; IVI - valor de importância.

Resultados e Discussão

Avaliação da abertura do dossel

A atividade de exploração florestal causa diferentes tipos de danos ao dossel, conforme a infraestrutura/feição analisada, enquanto os pátios de estocagem e as estradas causam tanto dano ao dossel quanto ao piso florestal com a retirada da vegetação e exposição do solo

(Broadbent et al., 2008; Asner et al., 2009). Após o primeiro ano de exploração da primeira UPA da UMF I da Concessão Florestal no Conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns, observou-se que nas áreas de trilhas de arraste a abertura do dossel e a exposição do solo revelam-se menores. Para as áreas de clareira, o dano restringiu-se quase que exclusivamente à abertura do dossel, ocasionada pela derruba da árvore (Figura 2).

Os pátios de estocagem apresentaram um maior percentual de fração de abertura de dossel, com 61,94%, seguidos das áreas de clareira (48,82%), estradas secundárias (33,85%) e por último, das trilhas de arraste (19,54%). As áreas não exploradas apresentaram média de 11,82% e representam a abertura natural da floresta nativa, sem ocorrência de exploração florestal. As feições que apresentaram maiores desvios padrão foram os pátios de estocagem e as estradas secundárias. Esta variação pode ser associada, nos pátios, com a área de escape eventualmente criada para armazenamento de toras e, nas estradas, pela influência de clareiras próximas (Tabela 4, Figura 3a).

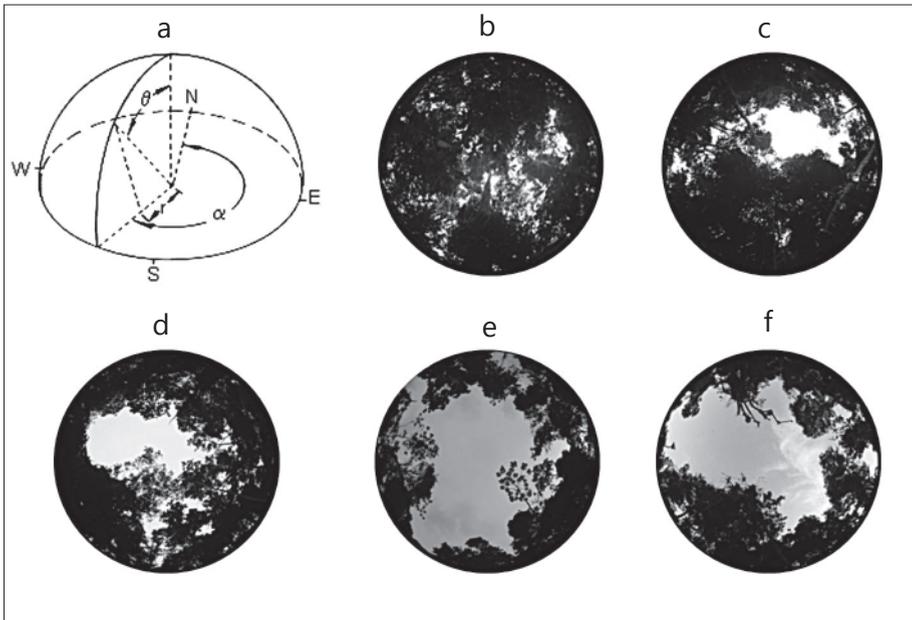


Figura 2. (a) Visão equiangular das fotografias hemisféricas, representadas pelos ângulos em zênite (θ) e em azimute (α) (Fonte: RICH, 1990). Fotos hemisféricas de cada feição amostrada obtidas a 1,50 m do solo; (b) Área não explorada; (c) Trilha de arraste; (d) Estrada secundária; (e) Pátio de estocagem; (f) Clareira.

Tabela 4. Abertura de dossel (AD%) e medidas no solo, área (A m²) e largura (L m), para cada feição amostrada: média (md), máximo (max) e mínimo (min).

Feição	AD md	A md	A min	A max	L md	L min	L max
Área não explorada	11,82	-	-	-	-	-	-
Trilhas de arraste	19,54	-	-	-	3,88	3,00	4,80
Estradas secundárias	33,85	-	-	-	4,04	3,30	5,00
Clareira	48,82	325,85	282,60	408,20	-	-	-
Pátio de estocagem	61,93	481,96	316,16	648,00	-	-	-

O LAI resultante está coerente com os menores valores associados ao pátio de estocagem e áreas de clareira, e os maiores valores associados às áreas não exploradas (Tabela 5). A amostragem realizada nas áreas de

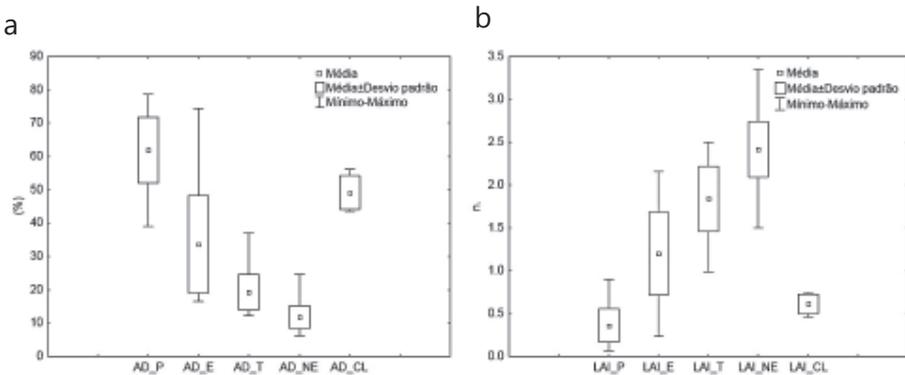


Figura 3. (a) Abertura do dossel (AD) e (b) LAI, para: Pátio de Estocagem (AD_P), Estradas Secundárias (AD_E), Trilhas de Arraste (AD_T), Área não explorada (AD_NE) e Clareira (AD_CL).

estradas secundárias apresentou a maior variabilidade de valores, tanto quanto a abertura do dossel em relação aos valores de LAI (Figura 3b).

As trilhas de arraste apresentam os menores valores de abertura de dossel. Esse é um indicativo de que esta feição causa menores danos ao dossel florestal, e isto está diretamente relacionado ao impacto causado mais ao nível de sub-bosque da floresta do que em relação ao seu dossel, uma vez que não são derrubadas árvores de grande porte (Pereira et al., 2002). Entretanto, não foram analisados os danos em relação ao solo, ocasionados pela compactação.

Tabela 5. Índice de área foliar (LAI m²/m²): Pátio de Estocagem (P), Estradas Secundárias (E), Trilhas de Arraste (T), Área não explorada (NE) e Clareira (CL).

Parâmetros	LAI (P)	LAI (E)	LAI (T)	LAI (NE)	LAI (CL)
Média	0,36	1,2	1,84	2,41	0,61
Mediana	0,32	1,27	1,84	2,46	0,56
Desvio-padrão	0,19	0,49	0,38	0,32	0,11
Mínimo	0,07	0,23	0,98	1,5	0,46
Máximo	0,9	2,16	2,5	3,35	0,74
Quartil 25h%	0,22	0,8	1,5	2,25	0,51
Quartil 75th%	0,48	1,56	2,18	2,59	0,72

Asner et al. (2009) indicam que as operações de arraste são responsáveis por grande parte dos danos colaterais e que as melhorias nesta operação por meio do uso de equipamentos apropriados e planejamento podem reduzir os danos e a perda de carbono à metade, visto que grande parte da perda é gerada imediatamente ou no período de um ano após a extração da madeira.

Obteve-se para os valores de abertura do dossel (AD) e LAI, $r^2 > 0,90$ e $p < 0,00001$ (Figura 4), com uma relação inversa entre essas variáveis, pois quanto mais concentrados os pontos de abertura, maior o LAI. As Figuras 5 e 6 ilustram as variações de LAI, mostrando que para as áreas não exploradas a expectativa é de uma resposta mais uniforme de comportamento do dossel em todas as direções, enquanto que nos pátios de estocagem e nas estradas secundárias o valor de LAI diminui expressivamente e não é tão uniforme.

Nascimento et al. (2007) afirmam que a variação estrutural no dossel das florestas tropicais influencia a disponibilidade e distribuição de luz, que é o principal fator limitante do crescimento e sobrevivência de muitas espécies. Espírito-Santo et al. (2013) definiram para a Floresta Nacional do Tapajós (PA) uma relação entre a mortalidade de árvores e a fração de abertura de dossel. No geral, obtiveram uma mortalidade média de 6,5 árvores (DAP > 10 cm) por fração aberta.

As estimativas de abertura de dossel revelam fortemente as interferências e os distúrbios causados à floresta, em decorrência da atividade que fragmenta o dossel foliar, permitindo que uma grande quantidade de luz solar penetre no interior da floresta, alterando o seu microclima, em particular pelo aumento de temperatura e redução da

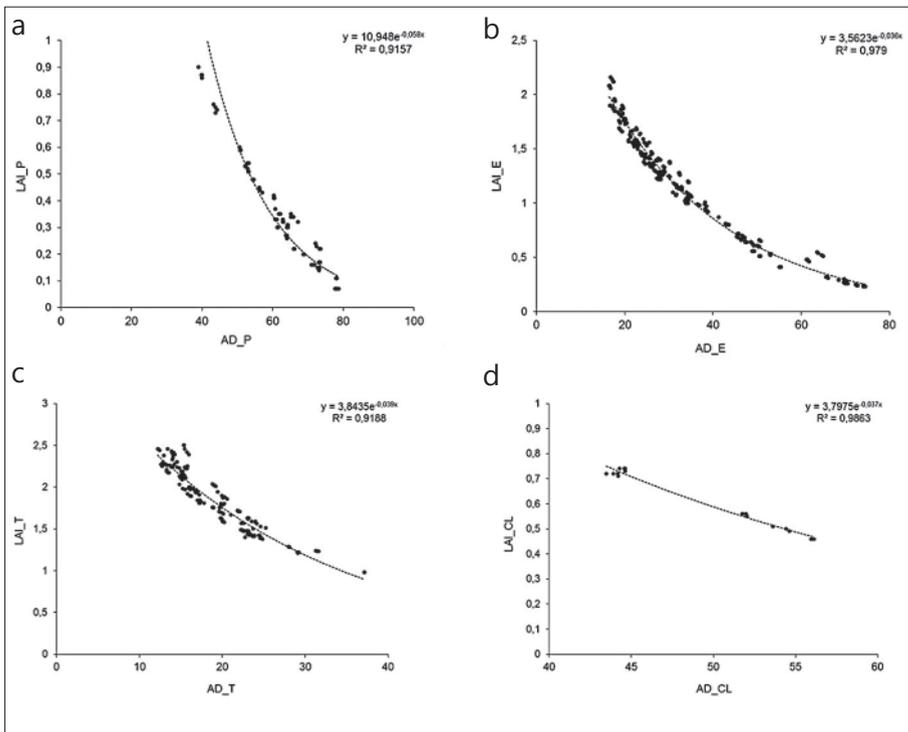


Figura 4. Diagrama de dispersão entre a abertura do dossel (AD) x LAI: (a) Pátio de Estocagem (AD_P); (b) Estradas Secundárias (AD_E); (c) Trilhas de Arraste (AD_T); e (d) Clareira (AD_CL).

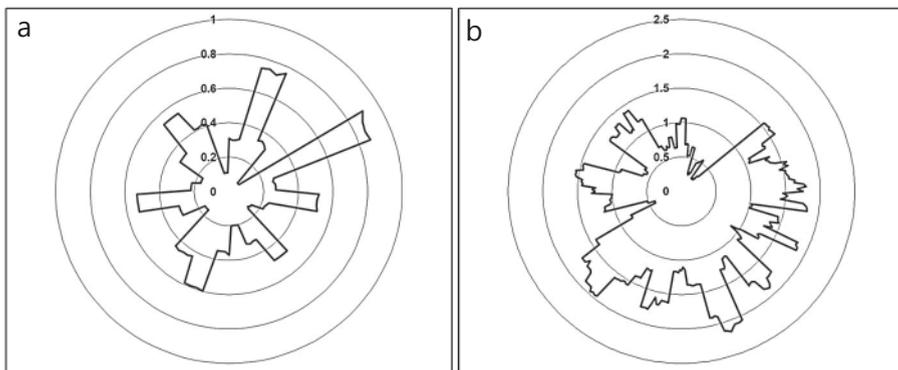


Figura 5. Índice de área foliar (LAI) para: (a) Pátio de Estocagem; (b) Estradas Secundárias.

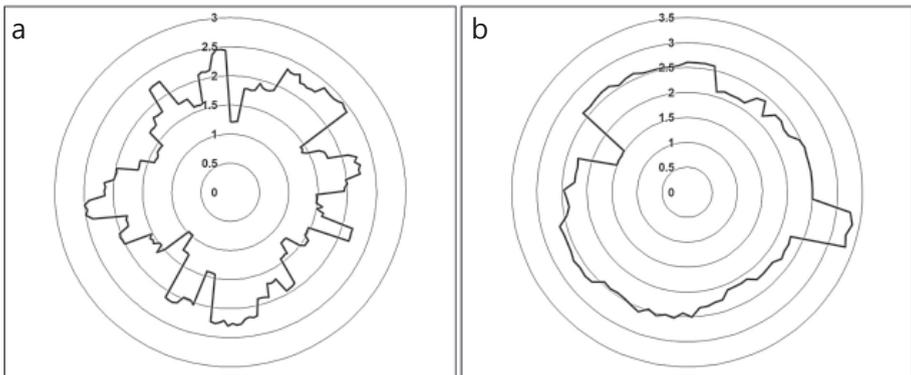


Figura 6. Índice de área foliar (LAI) para: (a) Trilhas de Arraste; e (b) Área não explorada.

umidade relativa do ar, sua dinâmica de regeneração e a ciclagem de nutrientes, revelando, desta forma, nuances da degradação florestal (Fonseca, 2009; Grigoryan et al., 2010; Liu et al., 2012).

Seus efeitos imediatos podem ser associados à disponibilidade e interceptação da radiação fotossinteticamente ativa, fluxos de calor sensível e latente, estresse hídrico e produtividade da floresta. Neste sentido, as taxas de regeneração da floresta e o consequente sequestro de carbono podem estar relacionados ao tamanho, número e arranjos espaciais das aberturas de dossel (Pereira et al., 2002). Em longo prazo, essas modificações no microclima podem facilitar o incêndio florestal (Balch et al., 2013; Morton et al., 2013).

Keller et al. (2005) também encontraram para a Floresta Nacional do Tapajós um leve aumento das emissões de CO_2 em clareiras produzidas por árvores derrubadas e trilhas de arraste, e uma diminuição de emissões dos pátios comparada com emissões da floresta intacta. De maneira geral, a exploração madeireira pode resultar em perdas ou benefícios líquidos de carbono, em função da atividade que se deseja evitar: floresta não explorada, exploração insustentável de madeira ou desmatamento, assim como em função das técnicas utilizadas no manejo florestal e da biomassa da floresta (Pereira et al., 2002; Matricardi et al., 2013).

Considerando as estimativas de estoque de carbono que podem ser definidas para as espécies consideradas de interesse de exploração, observa-se que, pelos valores obtidos para o percentual de abertura do dossel, as possíveis alterações deste podem ser controladas com o

manejo adequado, porém, a exploração não manejada teria um impacto significativo (Figura 7), uma vez que o número de indivíduos por espécie é variável, e estes representam diferentes estimativas de estoque de carbono (Figura 8).

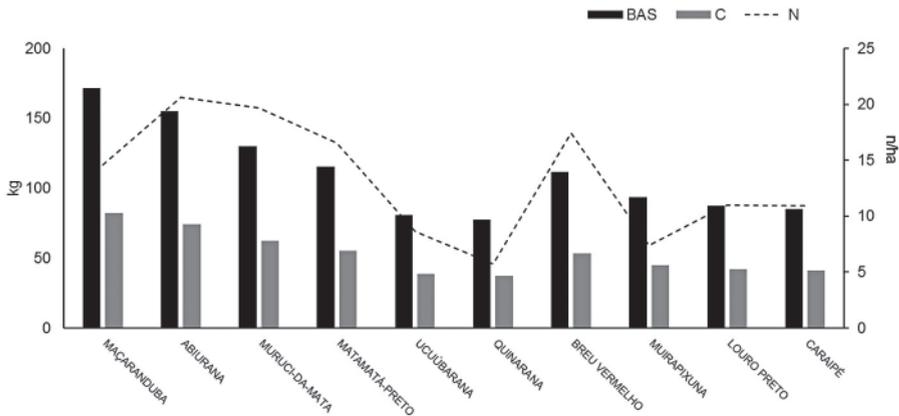


Figura 7. Espécies que se destacaram em volume ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), segundo o Inventário das Glebas Estaduais Mamuru Arapiuns ($\text{DAP} \geq 50 \text{ cm}$ - estoque disponível para exploração), elaborado por Colares, Melo & Ribeiro (2010), valores de biomassa (BAS), número de indivíduos (N) e estimativa de estoque de carbono (C).

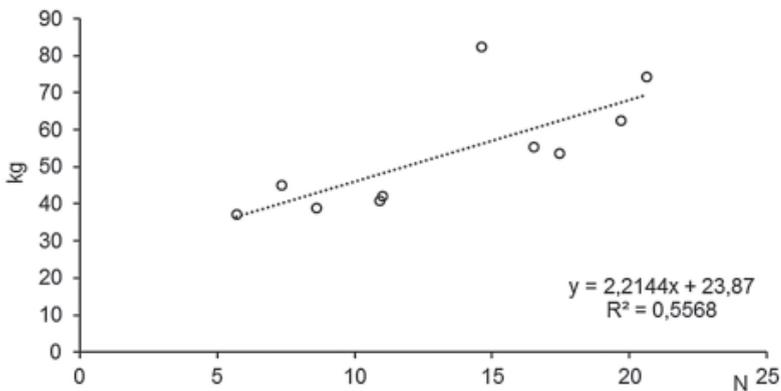


Figura 8. Número de indivíduos (N) e estimativa de estoque de carbono (C), para as espécies que se destacaram em volume ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), segundo o Inventário das Glebas Estaduais Mamuru Arapiuns.

Sato et al. (2013), ao considerarem que as diferenças na estrutura do dossel podem causar flutuações no carbono florestal, sugerem que o monitoramento da distribuição de clareiras seja importante para a compreensão da dinâmica de carbono florestal, podendo fornecer informações básicas para o sistema de monitoramento de carbono florestal sob Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD +).

Impactos do manejo de concessões florestais em reservas primárias na Amazônia

As concessões florestais, mesmo com a prática do manejo, representam um impacto para a floresta, em função dos diversos mecanismos associados de exploração (pátios, estradas, trilhas de arraste, clareiras). Estes têm percentuais diferenciais dos de intervenção, cuja eficiência deve ser monitorada, para uma tendência progressiva de regressão. O monitoramento das cláusulas contratuais das concessões florestais pode ser apontado como a fase mais complicada e necessária do processo, requisito necessário para o seu pleno desenvolvimento, de forma a contribuir para a sustentabilidade no âmbito ambiental, econômico e social.

Experiências em países que fizeram concessões em suas florestas revelaram um certo fracasso, ocasionado principalmente pelo monitoramento deficiente, que não conseguia acompanhar as atividades desenvolvidas, tampouco avaliar e quantificar os impactos causados pelas técnicas de manejo florestal praticadas pela concessionária (Monteiro et al., 2011). Em 2000, o Programa Florestas Nacionais, do governo federal, determinou que a área de produção florestal aumentasse cinco vezes, atingindo 50 milhões de hectares, em 2010 (Veríssimo & Barreto, 2005). Essa meta visava atender às demandas atuais e futuras por madeiras, através de uma rede de florestas públicas e privadas bem gerenciadas.

Em 2006, esses esforços foram reafirmados com a aprovação da Lei 11.284, a chamada Lei de Gestão de Florestas Públicas, que definiu o arcabouço legal para a regulação das concessões florestais em terras públicas e instituiu o Serviço Florestal Brasileiro (SFB). Esta pode ser apontada como uma medida regulatória que busca atuar na redução do desmatamento, na valoração da floresta e na produção sustentável de produtos florestais

através da prática da gestão da floresta pública, em especial por meio da modalidade denominada Concessão Florestal.

Conforme a Lei 11.284/2006, a concessão florestal é uma modalidade de gestão florestal para o exercício do manejo sustentável de recursos florestais (serviços florestais, produtos madeireiros e não madeireiros), por meio da assinatura de um contrato entre o concessionário e o concedente (Estado), mediante processo licitatório, o qual prevê direitos e obrigações relativas às partes por um período pré-determinado em edital e no contrato de concessão florestal, sendo o órgão gestor da floresta pública responsável por monitorar e avaliar o cumprimento das cláusulas contratuais (SFB, 2012).

Essas iniciativas podem colaborar no desenho de uma política florestal para a região amazônica e também contribuir para o ordenamento e desenvolvimento adequado do setor florestal madeireiro. É preciso reconhecer que a lei põe as florestas públicas no âmbito do mercado e, nesse sentido, é interessante pontuar, conforme Ribeiro & Castro (2008), que o regime de concessões florestais não é uma privatização das florestas, mas o controle por concessão de um bem público, contendo preço e regras mercantis, e que só poderia incluir essa matéria na pauta de mercado.

No âmbito das concessões florestais onde a atividade madeireira se realiza, principalmente nas florestas tropicais amazônicas, estudar os impactos da atividade florestal, em especial a abertura de dossel, torna-se importante para avaliar se há perda ou benefícios de carbono, assim como a sustentabilidade do uso do recurso florestal.

De acordo com Asner et al. (2005), na Amazônia brasileira são liberadas para atmosfera 0,08 gigatoneladas de carbono por ano, decorrente da exploração madeireira. Baseado nesses dados, fazendo-se uma relação com a floresta não explorada, o manejo florestal sustentável representa perda líquida de carbono. No entanto, se comparado com outras formas de uso do solo na Amazônia, tais como a exploração madeireira predatória e o desmatamento, o manejo florestal resultaria em ganhos líquidos (Fearnside, 1995).

Tanto as perdas iniciais de carbono, quanto as taxas de regeneração da floresta depois da exploração madeireira, estão diretamente relacionadas com a intensidade da extração de madeira, produzindo impactos na fração da abertura do dossel, fragmentação e aumento de luz no

ambiente florestal. A maior parte das perdas de carbono para o ecossistema ocorre de imediato ou num período de tempo de um ano após a exploração madeireira; já a perda do carbono do ecossistema para a atmosfera, em particular para as florestas quentes e úmidas da Amazônia, o tempo de vida médio dos resíduos de madeira é de cinco a sete anos (Asner et al., 2009).

Keller et al. (2005) apontaram que a regeneração da floresta está associada a fatores decorrentes da disponibilidade de luz, consequentemente pela fração de abertura de dossel e pela eficiência dos dosséis em utilizar essa luz disponível, sendo que as taxas de sequestro de carbono tendem a ser maiores em áreas com maior abertura de dossel e, portanto, com maior volume de madeira extraído, porém são áreas onde também ocorrerão maiores perdas de carbono pela decomposição.

Como discutido em Sato et al. (2013), as áreas com maiores frações de abertura de dossel, embora apresentem inicialmente maiores taxas de sequestro de carbono, dadas as suas altas taxas de regeneração, quando comparadas com outras áreas com menor disponibilidade e aproveitamento de luz, são áreas que apresentam tipologia florestal de regeneração diferente da condição anterior da floresta (intacta), uma vez que, nessas condições, as espécies pioneiras são favorecidas na composição florestal das clareiras, o que, em longo prazo, tornaria a floresta pobre e diferente de sua estrutura anterior, prejudicando a conservação da biodiversidade e a continuidade produtiva da floresta.

O uso de técnicas sustentáveis que diminuam os impactos causados pela exploração madeireira, em especial a abertura no dossel, pode permitir a redução de 32% das emissões em relação às emissões, decorrentes da exploração convencional e propiciar uma menor alteração da estrutura populacional das florestas amazônicas, favorecendo a conservação da biodiversidade, a menor degradação do ecossistema florestal e a rentabilidade da produção madeireira para os ciclos atuais e futuros (Vianna & Fearnside, 2013).

Conclusão

A retirada da vegetação, inclusive a de grande porte, provoca uma maior abertura no dossel e a consequente exposição do solo. O emprego das fotografias hemisféricas no monitoramento destas formas indicou ser

possível avaliar os prejuízos causados pela exploração madeireira, mesmo controlada, e avaliar suas consequências em termos de estoque de carbono.

O primeiro ano de exploração da primeira UPA da UMF I da Concessão Florestal no Conjunto de Glebas Mamuru-Arapiuns mostrou consequências na cobertura vegetal, o que indica que mesmo com a exploração controlada, há necessidade de monitoramento continuado do percentual de abertura do dossel, em função das práticas associadas à atividade, como a abertura de pátios de estocagem e de trilhas de arraste.

No processo de concessão florestal devem ser consideradas as especificidades da área para o planejamento, com vistas à redução do impacto à floresta remanescente, a implantação das trilhas de arraste; e a mensuração da área afetada pelas infraestruturas de manejo, considerando-se o uso de tecnologias, tais como as fotografias hemisféricas.

No geral, admite-se que as mudanças no estoque de carbono decorrentes da exploração de baixo impacto são reduzidas, porém, para que a teoria se torne prática, o ciclo de manejo deve ser cumprido e as metas de reflorestamento alcançadas. Observou-se que no momento da exploração, há perdas que podem ser maiores ou menores, em função da intensidade da atividade e do cumprimento do plano de manejo.

Logo, é necessário o controle efetivo do poder público sobre as áreas de concessão para que os impactos na abertura do dossel sejam minimizados. Monitorar a cobertura florestal amazônica, em especial quanto à degradação decorrente da atividade madeireira, pode proporcionar maiores avanços em favor da conservação e sustentabilidade das florestas.

Referências

Achard, F. et al. 2002. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. **Science**, 297: 999-1002

Alves, D. S. 2002. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, 23: 2903-2908.

Amaral, P. et al. 1998. **Floresta para sempre: um manual para a produção de madeira na Amazônia**. Belém: Imazon, 130 p.

Asner, G. P.; Keller, M.; Silva, J. N. M. 2004. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. **Global Change Biology**, 10 (5): 765-783.

- Asner, G. P. et al. 2005. Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Science**, 310 (5747): 480-482.
- Asner, G. P. et al. 2009. **Selective logging and its relation to deforestation**. Amazonia and Global Change. Washington-DC: American Geophysical Union, p. 25-42.
- Baitz, W.; Pereira, D.; Lentini, M. 2008. O setor madeireiro da Amazônia brasileira. In: Bensusan, N.; Armstrong, G. (Coord.). **O manejo da paisagem e a paisagem do manejo**. Brasília: Instituto Internacional de Educação do Brasil, p. 89-104.
- Becker, B. K. 2007. **Amazônia: geopolítica na virada do III milênio**. Rio de Janeiro: Garamond, 172 p.
- Balch, J. K. et al. 2013. Effects of high-frequency understory fires on woody plant regeneration in southeastern Amazonian forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, , 368: 1-10.
- Bréda, N. J. J. 2003. Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. **Journal of Experimental Botany**, 54(392): 2403-2417.
- Broadbent, E. N. et al. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, 141(7): 1745-1757.
- Brown, S. 1997. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 55 p.
- Castro Júnior, E.; Coutinho, B. H.; Freitas, L. 2009. Gestão da Biodiversidade e Áreas Protegidas. In: Guerra, A. J. T.; Coelho, M. C. N. (Org.). **Unidades de Conservação: abordagens e características geográficas**. Rio de Janeiro: Berthand Brasil, p. 25-65.
- Colares, A. C. B.; Melo, L. O.; Ribeiro, R. B. S. 2010. **Inventário florestal diagnóstico do conjunto de glebas estaduais Mamuru-Arapiuns/Pará**. Santarém: SEAT Terraplanagem, 135 p.
- De Kauwe, M. G. et al. 2011. An assessment of the MODIS 5 collection 5 leaf area index product for a region of mixed coniferous forest. **Remote Sensing of Environment**, 115(2): 767-780.
- Espírito-Santo, F. D. B. et al. 2013. Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots. **Plant Ecology & Diversity**, 7(1-2): 305- 318.
- Fearnside, P. M. 1995. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. **Biomass and Bioenergy**, 8(5): 309-322.
- Fearnside, P. M. 2008. The Roles and Movements of Actors in the Deforestation of Brazilian Amazonia. **Ecology and Society**, 13(1): 1-23.
- Foley, J. A. et al. 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 5: 25-32.
- Fonseca, S. A. 2009. Modelo de escoamento superficial em bacia experimental da Reserva Florestal Adolpho Ducke. **Acta Amazonica**, 39(4): 907-922.
- GARRIGUES, S. et al. 2008. Validation and intercomparison of global Leaf Area Index products derived from remote sensing data. **Journal of Geophysical Research**, 113(2): 1-20.

- Gonçalves, C. W. P. 2005. **Amazônia, Amazônias**. São Paulo: Contexto, 178 p.
- Grigoryan, G. V. et al. 2010. Impact of climate change on water balance of forest sites in Rhineland-Palatinate, Germany. **Advances in Geosciences**, 27: 37-43.
- Hansen, M. C. et al. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, 342: 850-853.
- Higuchi, N. et al. 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Floresta**, 34(3): 295-304.
- Hummel, A. C. et al. 2010. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira**: produção, receita e mercados. Belém: Imazon, 32p.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Planejamento, Orçamento; IBGE, 271 p.
- Keller, M. et al. 2005. Soil atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajos National Forest, Brazil. **Earth Interactions**, 9 (23): 1-28.
- Liu, M. et al. 2012. Effects of multiple environment stresses on evapotranspiration and runoff over eastern China. **Journal of Hydrology**, 426-427:39-54.
- Matricardi, E. A. T. et al. 2013. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, 34(4): 1057-1086.
- Monteiro, A. L. S. et al. 2004. Impactos da exploração madeireira e do fogo em florestas de transição da Amazônia Legal. **Scientia Forestalis**, 65(2): 11-21.
- Monteiro, L. C. et al. 2011. Análise crítica e proposições para a gestão sustentável dos contratos de concessão de florestas públicas no Pará. Amazônia: **Ciência & Desenvolvimento**, 7(13): 25-33.
- Morton, D.C. et al. 2013. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 368: 1-8.
- Nobis, M.; Hunziker, U. 2005. Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. **Agricultural and Forest Meteorology**, 128 (3-4): 243-250.
- Pereira, R. et al. 2002. Forest canopy damage from conventional and reduced impact selective logging in Eastern Amazon, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 168: 77-89.
- Pettorelli, N. et al. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): Unforeseen successes in animal ecology. **Climate Research**, 46(1): 15-27.
- Ribeiro, A. C.; Castro, E. R. 2008. Lei sobre Gestão de Florestas Públicas e impactos na BR-163. In: Castro, E. R. **Sociedade, Territórios e Conflitos**: Br-163 em Questão. Belém: NAEA, p. 189-222.
- Rich, P. M. 1990. Characterizing plant canopies with hemispherical photographs. **Remote Sensing Reviews**, 5(1): 13-29.

- Santos, N. T. et al. 2009. Concessões de florestas públicas na Amazônia: desafios para o uso sustentável dos recursos florestais. **Bioikos**, 23(2): 91-102.
- Schulze, M.; Zweede, J. 2006. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 236(1): 56-64.
- Schliemann, S. A.; Bockheim, J. B. 2011. Methods for studying tree fall gaps: a review. **Forest Ecology and Management**, 261(7): 1143-1151.
- SFB-Serviço Florestal Brasileiro. 2012. **Plano Anual de Outorga Florestal**. Brasília, DF, 85 p.
- Silveira, P. et al. 2008. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, 38(1): 185-206.
- Somogyi, Z. et al. 2006. Indirect methods of large forest biomass estimation. **Europe Journal Forest Research**, 126: 197-207.
- Veríssimo, A.; Barreto, P. 2005. Florestas Nacionais na Amazônia Brasileira: Oportunidades e Desafios. In: Zarin, D. J. (Org.). **As florestas produtivas nos neotrópicos: conservação por meio do manejo sustentável?**. Brasília, DF: IEB-Instituto de Educação do Brasil, p. 55-66.
- Vianna, A. L. M.; Fearnside, P. M. 2013. Impact of community forest management on biomass carbon stocks in the Uatumã Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, 33(2): 127-151.
- Zhang, Y.; Chen, J. M.; Miller, J. R. 2005. Determining digital hemispherical photograph exposure for leaf area index estimation. **Agricultural and Forest Meteorology**, 133 (1-4): 166-181.
- Watzlawick, L. F.; Sanquetta, C. R.; Caldeira, M. V. W. 2005. Estoque de carbono orgânico e biomassa em *Pinus taeda* L. **Biomassa e Energia**, 2(1): 7-17.

Manguezais de Soure, Ilha do Marajó, Pará, Brasil: relações sociais e percepções ambientais

Elena Almeida de Carvalho

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas altamente produtivos, sendo que as relações que marcam a interação homem e manguezal vão além da questão da subsistência, criando-se laços sociais e culturais evidenciados pelo conhecimento tradicional, que é repassado de geração em geração. Neste capítulo são identificadas as formas de uso e as relações sociais entre as populações tradicionais e o manguezal, e as percepções ambientais desses grupos acerca deste ecossistema, seus recursos naturais e seu estado de conservação. Os locais da pesquisa foram as comunidades do Pesqueiro e de Tucumanduba, na área da Reserva Extrativista Marinha de Soure, na Ilha do Marajó, no estado do Pará. A metodologia adotada baseia-se em entrevistas, aplicação de formulários, observação sistemática e assistemática, com exposição de resultados qualitativos. Verificou-se que os diversos usuários/extrativistas da Reserva Extrativista Marinha de Soure muitas vezes divergem nas suas opiniões, percepções e formas de uso de seus recursos. As formas de uso predominantes foram: a pesca e a captura de caranguejo. Quanto à percepção dos entrevistados em relação aos possíveis impactos antrópicos ou naturais, os caranguejeiros de Tucumanduba demonstraram maior sensibilidade e consciência acerca da importância do ecossistema, e de que esses impactos podem causar alterações nas funções do manguezal e a diminuição dos recursos (bens e serviços) que lhes servem como sustento. Ambos os grupos, no entanto, afirmaram que os manguezais de Soure ainda estão bem conservados, porém salientam a dificuldade na captura dos caranguejos, devido aos estoques bastante reduzidos em comparação com décadas atrás. Com isso, chama-se a atenção para a importância da percepção dos extrativistas locais, que demonstram o seu conhecimento advindo da relação estreita que têm com o ecossistema, nas suas vivências e na lida diária.

Introdução

O manguezal é considerado um dos ecossistemas mais complexos do ambiente marinho, não apenas por sua diversidade biológica, que nos mangues ocidentais não é tão grande, mas principalmente pela sua diversidade funcional. E, dentre as diversas funções citadas em várias trabalhos (Soares, 1997; Walters et al., 2008), sempre têm destaque aquelas referentes aos benefícios sociais proporcionados por este ecossistema.

São ambientes considerados fontes de recreação e lazer, associados ao seu alto valor cênico e, por serem ecossistemas altamente produtivos, seus recursos extrativistas (alimentos e produtos diversos) vêm garantindo, ao longo de anos, a sobrevivência de populações de baixa renda que vivem nas suas adjacências. Porém, as relações que marcam essa interação homem e manguezal vão além da questão da subsistência, criando-se laços sociais e culturais evidenciados pelo conhecimento tradicional que é repassado de geração em geração (Schaeffer-Novelli, 1989; Diegues, 1991; Lacerda; Schaeffer-Novelli, 1992; Glaser, 2003).

Diegues (1995; 1999) denominou esses grupos de civilizações dos mangues, e, segundo Glaser (2003), essa relação se dá devido terem sua vida econômica, social e cultural estreitamente dependente da flora, da fauna, dos ciclos lunares, sazonais, de marés e de reprodução de peixes, caranguejos e outras espécies que ali vivem. Desse modo, pelo seu elevado potencial biológico, essas regiões têm um papel de grande importância ecológica, social, econômica e cultural para essas populações.

Em uma visão mais geral, essas populações também são nominadas de povos, comunidades ou sociedades tradicionais, e tais nomenclaturas e suas definições têm suscitado discussões que, segundo Pereira & Diegues (2010), ultrapassam a busca da teorização, envolvendo uma série de problemáticas relacionadas às políticas ambientais, territoriais e tecnológicas, uma vez que os diversos organismos multilaterais que trabalham em torno deste tema encontram dificuldades e divergências na tentativa de indicar uma definição universalmente aceita, o que facilitaria a proteção dos conhecimentos tradicionais difundidos pela tradição oral desses grupos sociais. Regionalmente, essas populações são identificadas como: caipiras no interior do Sudeste e do Centro-Oeste; caçaras no litoral; sertanejos no Nordeste; caboclos no Norte, além de tantas outras como tabaréu, brejeiro, peão e ribeirinho (Siqueira, 2013).

Historicamente, passaram por um processo que vai da total desvalorização sociocultural ao desprezo pela sua existência, até o reconhecimento e valorização das suas práticas, agora consideradas grandes aliadas dos esforços para a proteção e conservação da biodiversidade.

Esse será o entendimento dado aos termos populações ou sociedades tradicionais utilizados neste artigo, que seguirá a definição dada pela Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais (PNPCT, 2007):

Grupos culturalmente diferenciados e que se reconhecem como tais, que possuem formas próprias de organização social, que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas gerados e transmitidos pela tradição.

A relação homem e manguezal

Entender a relação homem-natureza é perceber as complexas interconexões em que se interpenetram estruturas sociais, políticas, econômicas e ideológicas (Waldman, 2002).

A capacidade das comunidades tradicionais de se relacionar com o meio ecológico complexo, por exemplo, identificando as diferenciações entre as diversas espécies da fauna e da flora existentes, suas formas de vida e funções, pode ser considerada uma prova do seu patrimônio cultural, graças a um saber empírico e técnicas de manejo que valorizam e mantêm os ecossistemas, e que muitas vezes são vistos como práticas improdutivas pelas sociedades modernas (Castro, 2000).

Segundo Diegues (2002), o saber tradicional, o conhecimento de práticas e as representações de diferentes grupos tradicionais vêm sendo valorizados no decorrer das últimas décadas, principalmente a partir dos anos 1980, tornando-se cada vez mais relevantes para intervir na crise ecológica, já que esses grupos conseguiram elaborar um profundo conhecimento sobre os ecossistemas ao longo do tempo.

Em se tratando da relação homem-manguezal, historicamente, a população brasileira explora este ecossistema e seus recursos pela retirada de madeira resistente para construção de olarias e embarcações, extração de resina para dar resistência às redes de pesca e, principalmente, a busca de espécies para a alimentação (Machado, 2007).

As primeiras comunidades que utilizavam as áreas de mangue foram os indígenas, como atestam os sambaquis, que são depósitos de conchas, restos de cozinha e esqueletos acumulados no litoral e às margens de rios e lagos (Diegues & Arruda, 2001; Schaeffer-Novelli, 1995). De acordo com Pereira Filho (2000), a busca por alimento na natureza sempre foi uma forte preocupação dos povos nativos. Neste sentido, a interação com o manguezal trouxe uma grande oferta de alimentos ricos em proteínas e de fácil extração.

Vergara Filho & Villas Boas (1996) afirmam que a utilização dos recursos dos manguezais pelo homem através dos tempos marca uma forte ligação e associação com os fenômenos da natureza, evidências que proporcionaram o surgimento de uma cultura peculiar, representada por tradições, crenças, usos e costumes.

Para identificar os recursos disponíveis e como tirar proveito deles, o homem precisou compreender os processos naturais, como, por exemplo, o comportamento dos animais, para empregar as melhores técnicas de captura. Além disso, a percepção sobre a influência do ciclo das marés e das fases da lua na reprodução dos animais, das plantas e em todo o ambiente é de suma importância nas atividades de pesca, catação de caranguejo, mariscagem, agricultura e extrativismo.

Alves & Nishida (2002) destacaram que as comunidades tradicionais que vivem próximas aos manguezais e dependem de recursos oriundos desses ambientes possuem um amplo conhecimento acerca dos componentes bióticos e abióticos que integram esse ecossistema. No caso das populações que exploram os recursos dos manguezais, em muitos locais ainda se encontram formas tradicionais de uso do ambiente, onde as populações detêm um grande conhecimento sobre as espécies, significando que elas têm uma boa percepção do meio em que vivem e buscam manter o princípio da sustentabilidade, numa forma de simbiose com o complexo estuário-manguezal (Diegues, 1996; Adams, 2000). Os extrativistas que capturam caranguejos são um exemplo dessa simbiose. Reis (2007) informa que:

[...] o complexo conhecimento que envolve um longo processo de aprendizado inicia-se na infância, com as primeiras viagens ao manguezal para acompanhar os pais, assim as crianças ensaiam as primeiras tentativas de tirar caranguejo. Desenvolvem hábitos, comportamentos e sabedoria sobre os diversos ambientes e, sobretudo, habilidade em caminhar sobre as raízes, no solo constituído de parte

escorregadia e partes mais firmes, porém com galhos pontudos, o que em um segundo de desatenção pode resultar em acidentes graves. Este conhecimento sobre o ecossistema manguezal, terrestre e marítimo é imprescindível, para saber se conduzir e adquirir agilidade em “tirar” o caranguejo.

Entretanto, apesar de os manguezais serem importantes pela sua alta produtividade e pela garantia de sobrevivência de populações de baixa renda que vivem nas suas adjacências, estabelecendo, com isso, uma intensa relação com os manguezais, tanto nos aspectos econômicos e sociais, quanto culturais (Diegues, 1988), eles vêm sendo duramente afetados por ações antrópicas nocivas ao seu equilíbrio ecológico, as quais, na maioria das vezes são provocadas pela sociedade urbano-industrial. Moreira Junior (2010) relata que comunidades tradicionais que se inseriram em uma lógica de mercado capitalista também se tornaram demasiadamente agressivas a esses ambientes, a fim de atender uma demanda externa à comunidade, orientada por outra lógica de produção e consumo. Entretanto, o autor comenta ainda que, apesar disso, a exploração pelas comunidades ribeirinhas locais é exercida há muitas gerações, e que esse uso tradicional não compromete a capacidade de resiliência desses ambientes, pois há um conhecimento ecológico que orienta e institui regras para essa extração de recursos.

Usos sociais e percepções ambientais

Área de estudo: as comunidades estudadas estão localizadas na área da Reserva Extrativista (Resex) Marinha de Soure (Figura 1), que abrange uma área de 27.463,58 ha na costa nordeste da Ilha do Marajó, no município de Soure (PA) (ICMBio, 2015). As Reservas Extrativistas são uma categoria de Unidade de Conservação de Uso Sustentável que permite o uso pelas comunidades que subsistam a partir de atividades de baixo impacto ambiental, e objetivam assegurar os meios de vida dessas comunidades e o uso sustentável dos recursos naturais (Brasil, 2000).

De acordo com o Plano de Manejo da Resex de Soure, existem onze comunidades nesta Unidade de Conservação: Pesqueiro, Caju-Una, Pedal, Bom Futuro, Tucumanduba, Bairro Novo, Macaxeira, Matinha, São Pedro e Umarizal. A pesquisa foi realizada junto às comunidades do Pesqueiro

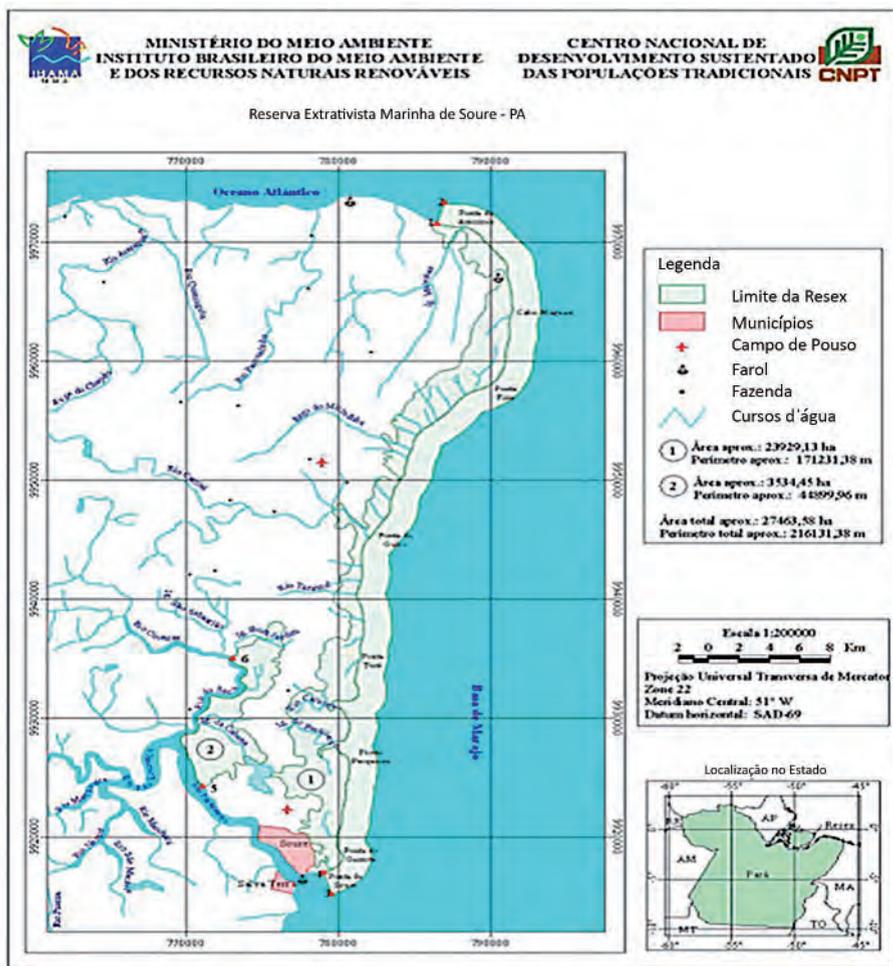


Figura 1. Localização da Resex Marinha de Soure (PA).

e de Tucumanduba (Figura 2). A Vila do Pesqueiro localiza-se na área costeira da Resex e dista 7,0 km da zona urbana do município. Já a Vila de Tucumanduba encontra-se na zona urbana de Soure.

Quanto ao aspecto metodológico adotado, este trabalho privilegiará a exposição de resultados qualitativos, a partir de entrevistas e formulários aplicados aos moradores das duas vilas, além da observação sistemática e assistemática, sem a utilização de informações e dados numéricos.

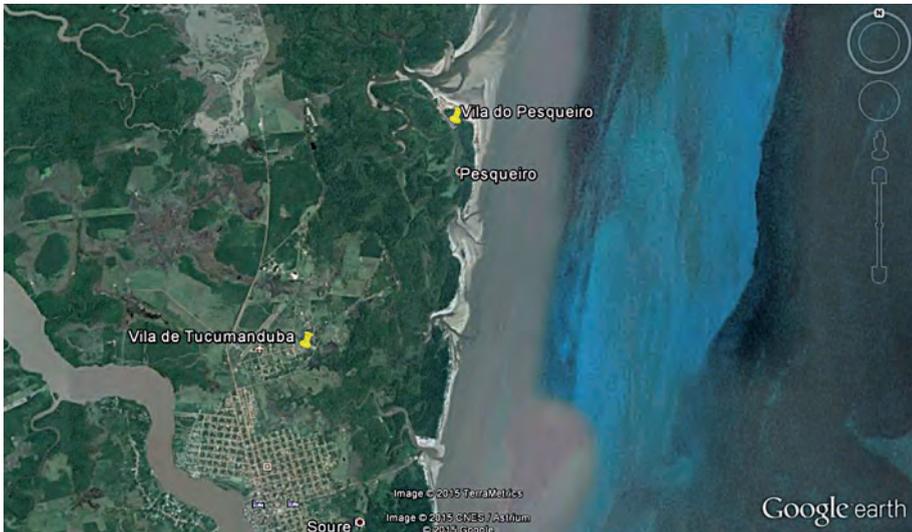


Figura 2. Localização das comunidades do Pesqueiro e Tucumanduba, Soure (PA).

Usos sociais dos manguezais de Soure

Segundo Guedes (2012), os usuários/extrativistas da Resex de Soure são todos pescadores artesanais, coletores de caranguejo, camarão, turu, mexilhão, caramujo e ainda os artesãos que fazem uso dos recursos florestais, coletores de sementes oleaginosas, coletores de açaí, coco, entre outros que vivem do uso e do manejo dos recursos naturais na área da reserva.

Nesta pesquisa, na Vila do Pesqueiro (Figuras 3 e 4), os moradores entrevistados, em sua quase totalidade, autodenominaram-se pescadores, sendo assim, a pesca se sobressai como a principal atividade de subsistência.

Muitos residem ali há muito tempo ou nasceram na Vila, porém, um número significativo relatou ter chegado ao local há menos de cinco anos, vindo de outras cidades como São Caetano de Odivelas, Salinópolis e até de Belém.

Os entrevistados, ao serem questionados se retiram o seu sustento do manguezal ou se têm outra atividade de subsistência, responderam, em sua maioria, que o seu sustento não vem do manguezal. Furtado et al.



Figuras 3 e 4. Comunidade da Vila do Pesqueiro, município de Soure (PA).

(2006) classificam o espaço da pesca no litoral em pesca de alto e pesca de beira. Na pesca de alto os pescadores deslocam-se para o alto mar, enquanto que na de beira a pesca acontece nas áreas próximas à costa (manguezais e praias). Os pescadores do Pesqueiro realizam a pesca de alto, classificada ainda por Castro (2005) como pesca artesanal de caráter comercial, e, talvez por isso, não se reconheçam como usuários dos manguezais.

Apenas alguns dos moradores entrevistados no Pesqueiro afirmaram entrar no manguezal para retirar parte do seu sustento, porém, enfatizaram que isso se dá apenas no período de defeso da pesca da região. As atividades relatadas foram as coletas de caranguejo e de turu, que servem apenas para o consumo da família.

Poucos entrevistados apontaram outra atividade, paralela à pesca, que contribui para sua subsistência: o artesanato. Para Cardoso et al. (2014), o artesanato e o turismo também são alternativas de renda para as comunidades praianas, porém, em Soure, somente esta comunidade (Pesqueiro) tem a possibilidade de investir nessas atividades, por ser a única com acesso livre e direto até a praia, já que as outras têm acesso dificultado por vários fatores, como, por exemplo, o que ocorre nas comunidades do Céu e Caju-Una, onde há uma propriedade privada na via que dá acesso às praias.

O caráter comercial da pesca se confirmou quando a grande maioria dos entrevistados respondeu que o destino do produto é tanto para consumo próprio quanto para comercialização. Quanto à pesca ser a atividade principal de subsistência, esta informação é corroborada na pesquisa de Santos Junior (2006), realizada no mesmo local, pois obteve como

resultado que, em geral, a pesca era a fonte exclusiva de renda. No entanto, segundo o autor, naquela época os moradores já recebiam benefícios de programas sociais do governo, como o bolsa-escola. Hoje em dia, segundo os relatos de vários entrevistados, muitos ali são beneficiados por programas sociais como o bolsa-família, e têm ainda prioridade em outros, como o “Minha casa, Minha vida”, por estarem em área de Resex.

Na Vila de Tucumanduba, uma comunidade-bairro de Soure (Figuras 5 e 6), por se encontrar na área urbana, há predominância dos que se autodeclaram caranguejeiros. A grande maioria dos entrevistados nasceu ali mesmo, e aprendeu o ofício da coleta de caranguejo com os seus familiares.



Figuras 5 e 6. Comunidade da Vila de Tucumanduba, município de Soure (PA).

Em Tucumanduba, há a Associação dos Caranguejeiros de Soure (Figura 7), entidade criada em 1997, que teve grande influência na criação da Resex. Segundo Falcão (2013), na década de 1990, os caranguejeiros de Soure começaram a enfrentar dificuldades na coleta do crustáceo, que claramente tinha os seus estoques reduzidos. Isso se dava pela chegada de pescadores advindos da costa atlântica continental paraense, que passaram a invadir os manguezais de Soure em uma concorrência desleal na captura dos caranguejos, pois se utilizavam de uma técnica conhecida como “laço” (espécie de armadilha feita com sacos de náilon e colocada na entrada da toca), que não era conhecida pelos marajoaras e se mostrava totalmente insustentável, pois em um dia, enquanto o invasor armava 700 laços, o nativo, com suas técnicas tradicionais, capturavam 70 caranguejos. Com a evidente diminuição da população de caranguejos, trazendo prejuízos para os caranguejeiros locais, o IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais

Renováveis) foi convocado para intervir na questão, e neste momento mediou as discussões para a fundação da Associação. A partir daí foi-se desenvolvendo a ideia da criação de uma reserva extrativista, que veio a se tornar realidade em 2001, quando da criação da Resex Marinha de Soure.



Figura 7. Sede da Associação dos Caranguejeiros de Soure.

Apesar da história de lutas e conquistas dos extrativistas locais, os problemas não se extinguiram, e ainda hoje, nesta pesquisa, os caranguejeiros relatam as dificuldades concernentes à redução dos estoques de caranguejo. Com isso, apesar de a quase a totalidade dos entrevistados ter afirmado que o seu sustento vem do manguezal, vários relataram a necessidade de trabalhar em outras atividades, tais como pedreiro ou no comércio para conseguir manter as suas famílias.

Outros usos dos manguezais pelos caranguejeiros de Tucumanduba são a pesca e a coleta de turu, para complemento de renda. De acordo com relatos dos entrevistados, a maioria não consome o caranguejo coletado, que serve apenas para comercialização.

O período do ano em que os caranguejeiros têm mais sucesso na obtenção do crustáceo é na época menos chuvosa, mais precisamente

nos meses de setembro e outubro, segundo os depoimentos, pois é o momento da “destapa”, como é conhecido o período pós-ecdise, quando os caranguejos saem de suas tocas depois da muda de seus exoesqueletos. Segundo a pesquisa de Souto (2007), após a ecdise, os caranguejos estão magros, e assim permanecem; e, conforme os relatos, nesse período eles “*perdem as forças e fica mais fácil pegar*”.

Os caranguejeiros de Tucumanduba, por estarem na área urbana de Soure, precisam se deslocar até a área costeira para realizarem o seu trabalho. Eles geralmente saem por volta das cinco horas, e só retornam no final da manhã. Segundo os relatos, em sua maioria trabalham no manguezal de três a cinco vezes na semana, mas um número significativo afirmou ir ao manguezal todos os dias, independente do tempo – “*faça chuva ou faça sol*”, como declarou um deles ao falar das dificuldades da vida de caranguejeiro. A faixa etária predominante entre os entrevistados foi de 30 a 49 anos, seguida da faixa de 18 a 29 anos. E, apesar de jovens, quanto à escolaridade, a quase a totalidade afirmou não ter concluído o ensino fundamental, pela necessidade de ajudar o pai no sustento da família.

Maneschy (1993), em seu estudo sobre os tiradores de caranguejo em São Caetano de Odivelas, município da mesorregião do nordeste paraense, relata condições similares:

O abandono dos estudos e a inserção no mundo do trabalho não constituem absolutamente decisões livremente tomadas. Resultam de um contexto social e econômico no qual o sucesso na escola, por membros de seu grupo social, é uma exceção.

[...] Em suma, de uma maneira geral, os tiradores de caranguejos seguem a profissão do pai. Possuem baixíssimo ou nenhum grau de escolarização, de modo que não dispõem de alternativas de sobrevivência afora as atividades haliêuticas, para as quais foram preparados quase sempre desde a infância.

As condições de vida dos caranguejeiros de Tucumanduba são claramente precárias, vislumbrando a falta de opções que, na maioria das vezes, os direciona a esta atividade. Maneschy (1993) considera ser uma “profissão” obrigatória, levando-se em consideração o restrito mercado de trabalho nos municípios litorâneos, bem como a decadência da agricultura familiar. Segundo a autora, a pesca no mar poderia ser mais uma opção de ganhar a vida, mas a falta de vagas nas tripulações pesqueiras locais e a falta de meios para se equipar nesse tipo de pesca explicam o ingresso de um grande número de jovens na captura de caranguejos.

Percepção ambiental dos usuários dos manguezais

Nesta pesquisa, admite-se que haja uma relação entre a qualidade ambiental e a qualidade de vida das pessoas. Sendo assim, se o ecossistema manguezal é degradado, isso afetará o bem-estar da população que se relaciona com ele de forma direta ou não.

Esse pressuposto tem como base os diversos estudos acerca das funções ecológicas e serviços ecossistêmicos e sua relação com as populações humanas (Constanza et al., 1997; Mea, 2005; May, 2010). Considera-se que por meio das funções ecossistêmicas ocorra a geração dos serviços ecossistêmicos, que são os benefícios diretos e indiretos obtidos pela sociedade, advindos destes ecossistemas. Esses serviços são de grande importância para a sociedade, e tem sido reconhecida a sua influência, direta e indireta sobre os constituintes do bem-estar humano (Mea, 2005).

Acolhe-se, ainda, a ideia de que cada indivíduo inserido no meio ambiente percebe, reage, age e responde diferentemente às ações no e sobre o ambiente. As respostas ou manifestações resultam das percepções, julgamentos e expectativas de cada indivíduo (Vasconcelos, 1997). Segundo Costa & Colesanti (2011), o estudo da Percepção Ambiental permite conhecer o modo como as pessoas percebem o ambiente físico e como ocorre a formação de juízo de valor que vai orientar as atitudes para com o ambiente. Com isso, o estudo da percepção ambiental tem grande importância para se conhecer as relações estabelecidas entre o ser humano e o ambiente natural, tendo em vista o que se traduz em satisfações, insatisfações e expectativas.

Agregando os pressupostos acima, já que serviços ecossistêmicos, o seu bom fluxo ou a interrupção desse fluxo, afetam a qualidade de vida das pessoas, torna-se altamente relevante conhecer como as pessoas percebem, vivenciam e valorizam esses ecossistemas e, com isso, o que leva à sua conduta em relação a esses ambientes.

Na Vila do Pesqueiro, os moradores declarados pescadores, ao serem questionados se tem ocorrido algum problema causado pelo homem que está afetando os manguezais, a maioria afirmou que não. Aqueles que responderam sim, disseram que os principais problemas eram a captura intensiva do caranguejo e o corte de madeira do mangue. Já os moradores de Tucumanduba declarados caranguejeiros, em sua grande

maioria afirmaram que sim, estaria havendo problemas antrópicos que afetavam os manguezais. Dentre os problemas citados destacam-se a captura intensiva de caranguejo, praticada por caranguejeiros de outros locais, o corte de madeira do mangue e o uso de laço na captura do caranguejo.

A questão da intensidade na coleta do caranguejo nos manguezais de Soure não é algo recente. Como já relatado, este problema ocorre desde a década de 1990 e, em 2007, a Associação de Caranguejeiros de Soure, juntamente com a ONG Grupo de Ação Ecológica Novos Curupiras, tornou público um manifesto no qual denunciam essas mesmas atividades e pedem providências para a resolução de tais problemas. Segundo o documento, "essas pessoas inescrupulosas devastam o recurso com uso criminoso do 'laço' e armadilhas para captura durante o suatá (andança) do caranguejo", e que, com isso, "os caranguejos estão ficando escassos e pequenos". Nesta pesquisa, sete anos depois desse manifesto, os caranguejeiros ainda estão reclamando, em falas recorrentes nas entrevistas, que "há muito caranguejeiro" e que grande parte não é do Marajó, e vem de cidades como São Caetano de Odivelas, Vigia, Curuçá, e usam técnicas desleais e prejudiciais ao estoque natural do caranguejo, que estaria diminuindo.

Os caranguejeiros locais são as pessoas mais indicadas para dar informações acerca do recurso que eles têm utilizado durante toda a sua vida. Essas informações demonstram o conhecimento que eles detêm e a relação estreita com o ambiente que lhes fornece o sustento. Segundo Prost (2007), é graças à observação da natureza, de seus ciclos, das tentativas de manejo bem-sucedidas ou fracassadas, que as populações tradicionais vão acumulando uma experiência crucial. Dessa forma, pensando na conservação e manutenção dos recursos desses manguezais é fundamental dar atenção a essas reclamações, que já perduram por mais de vinte anos. Segundo Cunha (2004), o conhecimento que essas comunidades tradicionais possuem sobre os ecossistemas dos quais fazem parte e sobre a diversidade de espécies que ali habitam constitui um verdadeiro patrimônio de que a modernidade não pode prescindir para a continuidade da vida no planeta.

Ao serem indagados se têm percebido alguma mudança ambiental que pode estar afetando os manguezais da região, os moradores da Vila do Pesqueiro se dividiram nas respostas entre sim e não, sendo um pouco

mais frequente a resposta não. As mudanças apontadas pelos que afirmaram que elas ocorriam foram: “avanço do mar sobre o manguezal” e “avanço das dunas sobre o manguezal”. Os caranguejeiros de Tucumanduba responderam predominantemente que sim, e as alterações ambientais relatadas foram as mesmas citadas pelos pescadores: avanço do mar e das dunas sobre o manguezal.

Os moradores do Pesqueiro que responderam negativamente a esta questão, demonstraram perceber que estão ocorrendo mudanças no ambiente, pois relataram alterações no clima como “aumento de temperatura” e “mudança nos períodos seco e chuvoso”, mas foram claros em dizer que essas alterações não afetariam os manguezais.

Os manguezais paraenses são afetados intensamente pela ação natural da dinâmica costeira local. De acordo com Mendes; Silva & Santos (2001), a posição geográfica, a forte ação de agentes hidrodinâmicos e a grande extensão da plataforma continental adjacente fazem com que a costa paraense seja um ambiente de alta energia. Além das mudanças relacionadas à dinâmica local, são inegáveis, na atualidade, as alterações climáticas que estão ocorrendo no mundo. O aquecimento global é um fenômeno que se intensifica em consequência da ação humana.

Nobre (2001) afirma que as mudanças climáticas mais significativas para o Brasil são o aumento do nível médio relativo do mar (NMRM), aumento da temperatura, modificações nos padrões de chuvas e alterações na distribuição dos extremos climáticos. Segundo Satterthwaite (2008), as zonas costeiras apresentam riscos mais preocupantes pela baixa altitude e contato com o mar; e pela intrínseca vulnerabilidade física associada ao dinamismo costeiro e a tendência de grande concentração populacional.

Muitos estudos têm mostrado como e quais impactos ambientais afetam diretamente os manguezais, com destaque para as alterações na temperatura e na incidência de precipitações (Woodroffe, 1990; Blasco et al., 1996; Mcleod & Salm, 2006; Alongi, 2008; Gilman et al., 2008). Bezerra et al. (2013) apontam como respostas dos manguezais a um cenário de possível elevação do NMRM, a erosão de áreas ocupadas por manguezais e a migração do manguezal em direção ao continente, entre outras. Porém, as áreas dos manguezais também podem ser reduzidas, como demonstram Lara & Cohen (2003), em seu estudo nos

manguezais do município de Bragança (PA), em que analisaram a taxa de retração de área dos manguezais por influência da invasão de areia transportada pela coluna d'água, que, ao cobrir as camadas de lama, causavam asfixia das raízes do mangue. Segundo os autores, a perda da cobertura vegetal correspondeu a um padrão associado a uma tendência de longa duração, compatível com as taxas de elevação do NMRM descritas pela literatura.

Pelo exposto, seja por ação local ou global, a percepção demonstrada pelos entrevistados, em especial de Tucumanduba, deve ser levada em consideração, pois é coerente e compatível com as pesquisas científicas, conforme demonstrado. Muitas vezes as práticas e saberes tradicionais são desqualificados pelo saber técnico-científico, porém deveriam ser complementares. Arruda & Diegues (2001) afirmam que as culturas e os conhecimentos tradicionais podem contribuir para manter a biodiversidade dos ecossistemas, pois, em geral, estes saberes são produtos da coevolução entre as sociedades e seus ambientes naturais, o que propiciou o equilíbrio entre eles.

É interessante destacar aqui e discutir um ponto revelado nas informações expostas até então: observa-se uma diferença clara entre a percepção dos moradores do Pesqueiro e de Tucumanduba. Enquanto os entrevistados do Pesqueiro, em sua maioria, alegaram não haver problemas antrópicos ou ambientais que poderiam estar afetando os manguezais locais, os de Tucumanduba afirmaram o contrário, que estariam ocorrendo tais modificações.

Essa diferença entre as percepções provavelmente se dá em função do ambiente de trabalho específico de ambos os grupos, ou seja, pelo raio de ação territorial que cada um alcança na lida do dia a dia. É importante lembrar que os entrevistados do Pesqueiro se declararam como não usuários dos manguezais, como exposto anteriormente. Os pescadores (moradores do Pesqueiro) atuam predominantemente na baía (Baía do Marajó), saindo em suas embarcações diariamente em busca dos recursos que lhes garantem o sustento. Eles têm uma íntima relação com a baía e detêm um grande conhecimento acerca deste ambiente e do seu ofício, como os instrumentos de pesca e a sazonalidade e a sua influência na composição do pescado, entre outros.

Os caranguejeiros (de Tucumanduba) atuam diariamente no interior dos manguezais. Sua relação e seu conhecimento se dão pelo contato

estreito com as árvores, com o sedimento, com os animais que ali vivem, e se relacionam ao ciclo biológico das espécies, aos tipos de substrato em cada local, aos ciclos lunares e de marés, entre outros. Com isso, é possível que se estabeleça naturalmente uma percepção mais acurada acerca do ecossistema manguezal entre os caranguejeiros.

No entanto, como salienta Maneschy (1993), não se pode afirmar que pescadores e caranguejeiros constituam categorias totalmente distintas e sem relação entre si, pois, sabe-se que pescadores capturam caranguejos, do mesmo modo que os caranguejeiros pescam, em momentos de necessidade. Além do que, ambas as categorias têm o ambiente costeiro, na sua totalidade, como espaços de trabalho e de vivências.

É claro, há uma necessidade de que todos os que habitam esse espaço reconheçam as inter-relações ali existentes e, quanto a isso, os gestores da Resex de Soure têm feito um trabalho de sensibilização citado por vários pescadores, a respeito da importância dos manguezais para todo o ambiente costeiro.

Por fim, um aspecto interessante nesta pesquisa se deu quando se questionou a opinião dos moradores acerca do estado de conservação dos manguezais. Ambos os grupos, em sua maioria, alegaram que estão bem conservados, sendo que os caranguejeiros acrescentaram, ainda, que apesar de bem conservados, a quantidade de caranguejo é bem menor que antes, devido ao número de caranguejeiros que tem aumentado nas últimas décadas. Estudos científicos como os de Prost et al. (2001) e Mendes (2005) consideram que os manguezais paraenses estão bem conservados, porém é necessário ficar em estado de alerta devido às interferências antrópicas e condições naturais que porventura estão ameaçando esse quadro de conservação.

Considerações finais

Foi verificado que os manguezais, que fazem parte da Reserva Extrativista Marinha de Soure, apresentam uma gama de usuários/extrativistas que muitas vezes discordam em suas opiniões, percepções e formas de uso de seus recursos naturais. Os entrevistados são moradores de duas vilas localizadas na área RESEX: Pesqueiro e Tucumanduba.

As formas de uso predominantes foram a pesca – apesar de não ser considerada como uma forma de uso dos manguezais – e a captura de caranguejo. Esta última se dá com maior sucesso em um determinado período do ano, em geral, nos meses de setembro e outubro, porém, esse período não tem relação direta com aspectos da sazonalidade, e sim com o ciclo biológico do caranguejo (*Ucides cordatus*).

Quanto à percepção dos entrevistados a respeito dos possíveis impactos antrópicos ou naturais que possam estar ocorrendo no local, os caranguejeiros de Tucumanduba se mostraram mais sensíveis e conscientes da importância do ecossistema, e de que possíveis impactos, sejam naturais ou antrópicos, podem alterar as funções do ambiente, causando diminuição dos recursos (bens e serviços) que lhes servem de sustento. Os principais impactos antrópicos apontados foram: intensidade da captura do caranguejo devido à grande quantidade de caranguejeiros; o corte de madeira do mangue e o uso de uma técnica prejudicial aos estoques naturais desse crustáceo: o laço. Já com relação aos impactos naturais, eles relataram estar ocorrendo: o avanço do mar e das dunas sobre o manguezal; e mudanças no clima, como o aumento da temperatura e alterações nos períodos seco e chuvoso na região.

Os resultados demonstraram que a população percebe e entende que possivelmente pode estar havendo uma redução da qualidade ambiental deste ecossistema, em consequência da interrupção do fluxo dos serviços ambientais prestados pelo manguezal para a sociedade.

Apesar das divergências entre os dois grupos nos aspectos citados, ambos afirmaram que os manguezais de Soure ainda estão bem conservados. Entretanto, os caranguejeiros salientaram a dificuldade na captura dos caranguejos, devido aos estoques bastante reduzidos em comparação com décadas anteriores.

É fundamental enfatizar a importância da percepção dos extrativistas locais, que demonstram o seu conhecimento advindo da relação estreita que têm com o ecossistema, nas suas vivências e vida diária. Por conta disso, chama-se a atenção para a necessidade de pesquisas interdisciplinares que busquem revelar o quanto os impactos naturais ou antrópicos, em pequena ou larga escala, podem ameaçar este cenário de manguezais conservados, ainda predominante no estado do Pará.

Referências

- Adams, C. 2000. As populações caiçaras e o mito do bom selvagem: a necessidade de uma nova abordagem interdisciplinar. **Revista de Antropologia**, 43(1): 146-182.
- Alongi, D. M. 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 76: 1-13.
- Alves, R. R. N.; Nishida, A. K. 2002. A ecdise do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda, Brachyura) na visão dos caranguejeiros. **Interciência**, 27(3): 110-117.
- Arruda, R. S. V.; Diegues, A.C. 2001. **Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil**. Brasília/São Paulo: Ministério do Meio Ambiente/USP.
- Bezerra, D. S.; Amaral, S; Kampel, M. 2014. Impactos da elevação do nível médio do mar sobre o ecossistema manguezal: a contribuição do sensoriamento remoto e modelos computacionais. **Ciência e Natura**, 35(2): 152-162.
- Blasco, F.; Saenger, P; Fanodet, E. 1996. Mangroves as indicators of coastal change. **Catena**, 27: 167-178.
- BRASIL. SNUC. **Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000**. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC.
- Cardoso, M. S. C.; Marin, R. E. A.; Evelin, H. B. 2014. Pescadores em unidades de conservação: o contraditório desenvolvimento face às políticas ambientais. **Anais do V Seminário Nacional Sociologia & Política**. Curitiba, PR.
- Castro, E. 2000. **Território, biodiversidade e saberes de populações tradicionais**. São Paulo: Hucitec.
- Castro, E. M. R. 2005. **Relatório do Projeto MEGAM**. Relatório – estudo das mudanças socioambientais no estuário amazônico. Belém: NAEA.
- Constanza, R. et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, 387: 253-260.
- Costa, R. G. S.; Colesanti, M. 2011. A contribuição da percepção ambiental nos estudos das áreas verdes. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, 22: 238-251.
- Cunha, L. H. 2004. Saberes patrimoniais pesqueiros. In: Diegues, A. C. S. (org.). **Enciclopédia caiçara**. O olhar do pesquisador. São Paulo: NUPAUB-CÉ/USP, v. 1. p. 105-116.
- Diegues, A. C. S. 1988. Diversidade biológica e culturas tradicionais litorâneas: o caso das comunidades caiçaras. In: **Conferência da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais**, v. 4, São José, Costa Rica.
- Diegues, A. C. S. 1991. Comunidades humanas e os manguezais do Brasil. In: CPRH. **Alternativas de uso e proteção dos manguezais do Nordeste**. Recife, Série Publicações Técnicas 003, p. 38-45.
- Diegues, A. C. S. 1995. Os pescadores artesanais e a questão ambiental. In: Diegues, A. C. (ed.). **Povos e mares**. São Paulo: USP/NUPAUB, p. 131-139.

- Diegues, A. C. S. 1999. Human populations and coastal wetlands: conservation and management in coastal Brazil. **Ocean Coastal Management**, v. 42, p. 187-210.
- Diegues, A. C. S. 1996. **Ecologia humana e planejamento em áreas costeiras**. São Paulo: NUPAUB/USP.
- Diegues, A.C. S.; Arruda, R. S. V. 2001. **Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 75p.
- Diegues, A. C. S. 2002. **Povos e água: inventário das áreas úmidas brasileiras**. 2 ed. São Paulo: NUPAUB/USP.
- Falcão, L. B. 2013. **Turismo em Resex: perspectivas de desenvolvimento, participação social e políticas públicas nas Resex de Soure e de Curuçá no Pará**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Turismo, Universidade de Brasília, Brasília.
- Furtado, L. G.; Nascimento, I. H.; Santana, G.; Maneschy, M. C. 2006. Formas de utilização de manguezais no litoral do estado do Pará: casos de Marapanim e São Caetano de Odivelas. **Amazônia: Ci. & Desenv.**, 1(2): 113-127.
- Gilman, E. L. et al. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. **Aquatic Botany**, 89: 237-250.
- Glaser, M. 2003. Interrelations between mangrove ecosystem, local economy and social sustainability in Caeté Estuary, North Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, 11: 265-272.
- Guedes, E. B. 2012. Os usos e (ab)usos do território na Reserva Extrativista Marinha Soure-PA. **XXI Encontro Nacional de Geografia Agrária**. Uberlândia, MG.
- ICMBio. Instituto Chico Mendes de Biodiversidade. **Resex Soure**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-deconservacao/biomas-brasileiros/marinho/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/marinho/2296-resex-soure.html>>. Acesso em: 03/01/2015.
- Lacerda, L. D.; Schaeffer-Novelli, Y. 1992. Latin American Mangroves: the need for sustainable utilization mangroves. **Newsletter**, 5: 4-6.
- Lara, R. J.; Cohen, M. C. L. 2003. Sensoriamento Remoto. In: Fernandes, M. E. B. **Os manguezais da Costa Norte Brasileira**. Maranhão, p. 11-28.
- Machado, D. 2007. Catadoras de caranguejo e saberes tradicionais na conservação de manguezais da Amazônia brasileira. **Revista Estudos Feministas**, 15(2): 485-490.
- Maneschy, M. C. 1993. Pescadores nos manguezais: estratégias, técnicas e relações sociais de produção na captura de caranguejo. In: Furtado, L. G.; Leitão, W.; Mello, A. F. (Orgs). **Povos das águas: realidades e perspectivas na Amazônia**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- May, H. P. 2010. **Economia do Meio Ambiente: teoria e prática**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Elsevier.
- McLeod, E.; Salm, R. 2006. **Managing Mangroves for Resilience to Climate Change**. IUCN, Gland, Switzerland.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. **Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis**. Washington, DC: Island Press.

Mendes, A. C. 2005. Geomorfologia e sedimentologia. In: Fernandes, M. E. B. (Org.). **Os manguezais da costa norte brasileira**. Belém: Petrobrás/Fundação Rio Bacanga, v. 2, p. 13-32.

Mendes, A. C.; Silva, M. S.; Santos, V. F. 2001. Análise do meio físico para gestão ambiental das ilhas de Algodoal e Atalaia (NE do Pará). In: Prost, M. T.; Mendes, A. C. (Orgs.). **Ecosistemas Costeiros: Impactos e Gestão Ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.

Moreira Junior, W. 2010. Adaptações dos pescadores artesanais aos impactos ambientais sobre os manguezais do estuário da baixada santista. **Periódico eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, 4: 25-31.

Nobre, C. A. 2001. Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país. **Parcerias Estratégicas**, 12: 239-258.

Pereira, B. E.; Diegues, A. C. S. 2010. Conhecimento de populações tradicionais como possibilidade de conservação da natureza: uma reflexão sobre a perspectiva da etnoconservação. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 22: 37-50.

Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais (PNPCT, 2007). Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil-03/_ato2007-2010/2007/decretod6040.htm>. Acesso em: 13/02/2015.

Prost, M. T. et al. 2001. Manguezais e estuários da costa paraense: exemplo de estudo multidisciplinar integrado (Marapanim e São Caetano de Odivelas). In: Prost, M. T.; Mendes, A. C. (Orgs.). **Ecosistemas Costeiros: Impactos e Gestão Ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.

Prost, C. 2007. Ecodesenvolvimento da pesca artesanal em região costeira – estudos de caso no Norte e Nordeste do Brasil. **Rev. GeoTextos**, 3(1): 12-18.

Reis, M. R. R. 2007. **Na friadagem do mangal**: organizar e tirar caranguejos nos fins de semana em Bragança (Vila do Acarajó). Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Sociais, Universidade Federal do Pará, Belém.

Santos Júnior, G. S. 2006. **Ações e políticas públicas do Estado e sociedade a cerca da geração de renda na RESEX de Soure/Marajó-PA**. Dissertação (Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Belém.

Satterthwaite, D. 2008. **Climate change and urbanization**: effects and implications for urban governance. Presented at UN Expert Group Meet. Popul. Distrib., Urban., Intern. Migr. Dev., New York. UN/POP/EGM-URB/2008/16.

Schaeffer-Novelli, Y. 1989. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. **Pub. Esp. do Instituto Oceanográfico**, 7: 1-16.

Schaeffer-Novelli, Y. 1995. **Manguezal**: Ecossistema entre a terra e o mar. Caribbean Ecological Research: São Paulo.

- Siqueira, D. E. Civilização do mangue: biodiversidade e populações tradicionais (Mangrove's Civilization: Biodiversity and traditional populations). **Horizonte**, 11(30): 509-544.
- Soares, M. L. G. 1997. **Estudo da biomassa aérea de manguezais do sudeste do Brasil - análise de modelos**. Tese (Doutorado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Souto, F. J. B. 2007. Uma abordagem etnoecológica da pesca do caranguejo, *Ucides cordatus*, 1763 (Decapoda: brachyura), no manguezal do Distrito de Acupe (Santo Amaro – BA). **Biotemas**, 20(1): 69-80.
- Waldman, M. 2002. **Ecologia e lutas sociais no Brasil**. Caminhos da Geografia. 6. ed. São Paulo: Contexto.
- Vasconcellos, H. S. R. 1997. A pesquisa-ação em projetos de Educação Ambiental. In: Pedrini, A. G. (Org). **Educação Ambiental: reflexões e praticas contemporâneas**. Petrópolis: Vozes.
- Vergara Filho, W. L.; Villas Boas, M. S. 1996. Introdução ao saber dos povos da lama. In: **IV Encontro Nacional de Educação Ambiental em Áreas de Manguezal**. Resumos. Nova Almeida: Universidade Federal do Espírito Santo, p. 22-29.
- Walters, B. B. et al. 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. **Aquatic Botany**, 89(2): 220-236.
- Woodroffe, C. D. 1990. The impact of sea-level rise on mangrove shorelines. **Prog. Phys. Geogr.**, 14: 483-520.

Vulnerabilidade ao fogo de florestas intactas e degradadas na região de Santarém, Pará

Carla Daniele Furtado da Costa, Luke Thomas Win Parry,
Bernard Josiah Barlow & Ima Célia Guimarães Vieira

RESUMO

As queimadas e incêndios florestais na Amazônia têm se tornado um problema crítico para a região, em parte porque muitas vezes as queimadas feitas pelos produtores rurais escapam ao controle, gerando prejuízos econômicos, sociais e ecológicos. Florestas que já queimaram uma vez ficam mais susceptíveis a novos incêndios, pois tornaram-se mais inflamáveis devido às mudanças na estrutura do dossel, na dinâmica de umidade relativa do ar, na temperatura, e no combustível fino no solo da floresta. Em vista disso, neste trabalho objetivou-se investigar os padrões diurnos de inflamabilidade de florestas intactas e degradadas na região de Santarém-PA, uma área de grandes alterações no padrão de uso do solo, com intensas atividades agrícolas e agropecuárias e uma região que também apresenta um número significativo de focos de incêndios. Observou-se que as florestas intactas da região são significativamente menos inflamáveis do que as florestas degradadas, e as bordas das florestas degradadas são mais inflamáveis que seu interior, fatos comprovados por dados da dinâmica de umidade relativa e temperatura do ar, umidade da serrapilheira e taxa de abertura do dossel. Esses dados foram associados com dados socioeconômicos através de entrevistas semiestruturadas, com o objetivo de saber como os produtores rurais manejam o fogo. Os resultados mostraram que o treinamento em manejo de fogo influencia significativamente na adoção de boas práticas de uso do fogo, como, por exemplo, não atear fogo em horário crítico (entre 11 h e 15 h), fazer aceiro, queimar contra o vento, esperar a primeira chuva, entre outros. O tamanho da propriedade não influencia significativamente no uso adequado do fogo, porém os pequenos produtores são os que mais o utilizam em suas atividades produtivas, uma vez que este consiste na forma mais barata para limpar e preparar a terra. Neste sentido, este capítulo visa mostrar a necessidade de investimento em pesquisas sobre a inflamabilidade das florestas e o aperfeiçoamento das análises de satélites associadas às pesquisas em campo, no intuito de amenizar e talvez solucionar os problemas das queimadas na Amazônia, além de colaborar para adoção de uma política de incentivo à redução das queimadas pelos produtores rurais, aliada ao treinamento de uso do fogo, ao acesso à informação e tecnologias alternativas ao manejo de fogo.

Introdução

A região amazônica tem passado por mudanças significativas nas últimas décadas, associadas à ocupação intensiva iniciada em 1970, devido aos incentivos fiscais do governo, como forma de integrar a região ao restante do país (Moran, 1983; Hecht & Cockburn, 1989). Essas mudanças resultam principalmente das alterações da paisagem/cobertura vegetal impulsionadas pelo aumento populacional e práticas de manejo inadequadas, devido aos desmatamentos, queimadas, incremento das atividades agrícolas, pecuária, exploração madeireira, programas de colonização, abertura de estradas, conflitos agrários, entre outros fatores (Fearnside, 2005).

Por outro lado, muitos estudos, como os de Lewis et al. (2011), Marengo et al. (2007), entre outros, vêm identificando anomalias negativas de precipitação no centro, norte e leste da Amazônia, geralmente associadas a eventos de *El Niño - Oscilação Sul (ENSO)* e mudanças de Temperatura da Superfície do Mar (TSM) no Atlântico Tropical Norte. Esses estudos ressaltaram que as secas mais intensas na Amazônia, como a de 2005, foram causadas por a fatores predominantes, como a ocorrência de eventos extremos de *El Niño* e o aquecimento das águas superficiais do Atlântico tropical norte durante o verão – outubro no Hemisfério Norte – ou ambos os fatores associados (Marengo et al., 2007).

Estes episódios de secas severas levam a efeitos preocupantes em termos de incêndios florestais, pois ocasionam estresse hídrico das florestas, uma vez que áreas afetadas por incêndios podem tornar-se mais vulneráveis a queimadas periódicas devido à baixa umidade. Geralmente, as florestas úmidas e densas, mesmo no auge da estação seca, resistem às queimadas, pois o interior sombreado mantém a umidade das folhas e dos galhos mortos depositados no chão, mas essa função de “aceiro natural” contra o fogo é prejudicada pela exploração madeireira que, ao abrir o dossel da floresta, permite que a irradiação solar atinja o solo com maior incidência, levando à secagem dos resíduos (galhos e folhas) no sub-bosque, criando condições propícias a incêndios e propagação do fogo (Uhl & Kaufmann, 1990; Holdsworth & Uul, 1997; Nepstad et al., 1994).

O uso do fogo nos ecossistemas amazônicos configura-se como um paradoxo no seu aproveitamento. Haja vista que na agricultura é utilizado como instrumento agrícola para converter áreas florestais em áreas de lavoura e pastagens, pois as cinzas, ricas em nutrientes,

fertilizam o solo em um curto intervalo de tempo. Consiste na forma mais barata para tal, bem como para capinar e limpar a terra (Posey, 1984; Arima et al., 2007). Por outro lado, é, sem dúvida, um potencial agente de destruição quando escapa ao controle (queimadas acidentais). E, caso isso ocorra, o fogo implica em altos custos sociais (pois a fumaça prejudica saúde); econômicos, devastando pastos, plantações e benfeitorias – só na Amazônia, por exemplo, os prejuízos econômicos resultantes da queima de pastagens e cercas variam entre US\$ 12 e 97 milhões por ano; e ambientais, ameaçando a biodiversidade e os serviços ambientais das florestas (Diaz et al., 2002). Como consequência, têm-se danos ecológicos, como alterações da paisagem, o que afeta a fitogeografia em âmbito regional e causa prejuízos à biodiversidade (Barlow, 2003; Barlow et al., 2002).

Os principais fatores que facilitam a inflamabilidade da floresta são: combustíveis finos, como folhas e madeira morta (galhos secos no solo da floresta); clima seco, e redução dos padrões de chuva da região (baixos índices de precipitação), duração da estação seca e eventos de *El Niño*, assim como fontes de ignição, que podem ser o corte seletivo de madeira que provoca a abertura do dossel, a baixa umidade e temperaturas elevadas no sub-bosque, períodos de seca severa, cigarros acesos jogados nas proximidades das florestas, além de descargas elétricas (raios) (Uhl & Buschbacher, 1985). Assim, com a fragmentação, o interior do fragmento florestal fica mais susceptível às mudanças externas (efeitos de borda), causando principalmente alterações no microclima, mortalidade de árvores (pois afeta a disponibilidade de água para as plantas), aumento da intensidade da luz solar, devido à abertura do dossel (Alencar, 2007). Consequentemente, a temperatura, a umidade e a velocidade dos ventos aumentam a dessecação da floresta e as cargas de combustível no solo favorecem o estabelecimento de espécies resistentes ao fogo, influenciam as taxas de evapotranspiração e o balanço hídrico regional (Cochrane & Laurance, 2008; Barlow et al., 2002).

Outro fator que contribui para a propagação de incêndios florestais é o fogo rasteiro, constituindo-se em uma séria ameaça para as florestas tropicais, uma vez que queima os materiais (combustível) acumulados no sub-bosque e avança sem muita intensidade no solo, com efeitos pouco aparentes nas copas das árvores. Por isso, os incêndios seguem consumindo milhões de hectares de florestas tropicais úmidas, aumentando a emissão de carbono para a atmosfera e, muitas vezes,

não é percebido em sobrevoos ou imagens de satélite, mas somente nas pesquisas de campo (Barlow & Peres, 2003).

Diante do exposto, é perceptível que o índice de queimadas na Amazônia tem aumentado substancialmente, embora os efeitos dessa força de perturbação e transformação da paisagem amazônica para a inflamabilidade das florestas sejam pouco compreendidos. Por este motivo, torna-se necessário entender como ocorre a interação entre clima e tempo (padrões diurnos – umidade relativa e temperatura, índices de radiação solar, entre outros), bem como a dinâmica da utilização da terra e o uso do fogo atualmente, para que se possa avaliar a vulnerabilidade da Amazônia em relação às mudanças climáticas.

Para a ocorrência de incêndios florestais de pequenas ou grandes proporções (exemplo de Roraima em 1997/98) são necessárias condições propícias, como clima seco, combustível e fonte de ignição. Levando-se em consideração que o aumento considerável de incêndios na Amazônia deve-se à propagação do fogo em áreas desmatadas ao redor de florestas intactas, neste estudo, buscou-se avaliar a inflamabilidade de florestas intactas (áreas florestais sem intervenção antrópica, em bom estado de preservação) e degradadas (áreas de florestais exploradas por ações antrópicas como desmatamentos, queimadas, exploração madeireira, entre outros), mais especificamente na região de Santarém, no oeste do estado do Pará. Esta região está sujeita a constantes desmatamentos e queimadas devido à prática da agricultura (principalmente grãos) e pecuária, além da exploração seletiva (bem como indiscriminada) de madeira, possuindo também uma extensa área configurada como Unidade de Conservação – a Floresta Nacional de Tapajós.

O objetivo principal deste trabalho é investigar os padrões diurnos (umidade relativa e temperatura do ar) de inflamabilidade desses dois tipos de florestas, associando dados biofísicos e socioeconômicos coletados em campo, por meio de entrevistas semiestruturadas, a fim de entender a dinâmica de manejo da terra e uso do fogo na região. Dessa forma, este estudo vem contribuir para aprofundar o conhecimento científico sobre a inflamabilidade da floresta (umidade, temperatura e umidade da serapilheira), com enfoque nos padrões diurnos, estado de floresta e o efeito de borda/fragmentação. Além disso, analisamos os padrões socioeconômicos associados ao uso do fogo por produtores da região.

Metodologia

Este estudo foi realizado na região de Santarém-PA, na área de pesquisa (microbacias) do Projeto Rede Amazônia Sustentável (Gardner et al., 2013). No âmbito do projeto foram selecionadas 18 microbacias (cada uma com 5.000-6.000 ha), delineadas utilizando um modelo de elevação digital e o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para ARCGIS 9.3. O principal critério para seleção das microbacias individuais foi o total de cobertura florestal remanescente (ou o desmatamento histórico acumulado) na região de Santarém-PA e estabelecimento de parcerias com produtores rurais da região (mais detalhes da metodologia em Gardner et al., 2013). Foram estabelecidos cerca de 200 transectos de estudo, ao longo de uma área de aproximadamente um milhão de hectares. Em linhas gerais, o clima da região caracteriza-se, como quente e úmido, porém com algumas variações, dependendo da caracterização geomorfológica da área. Apresenta temperatura média anual variando entre 24,3°C e 25,8°C. A precipitação pluviométrica anual é de 1.920 mm, ocorrendo índice de precipitação inferior a 60 mm entre os meses de agosto e outubro, definidos como estação seca. A umidade relativa do ar possui média anual de 86%, com menor taxa de umidade no mês de setembro e mais elevada no mês de março (Amazonas, 2008).

Santarém apresenta circulações locais como a brisa fluvial e brisa terrestre devido a sua hidrografia, influenciada principalmente pelos rios Amazonas e Tapajós. As brisas de rio (fluvial) e de floresta (terrestre) apresentam-se de forma bem definida, sendo que a brisa fluvial fica mais bem caracterizada no período mais quente do dia, nos horários entre 10h e 14h, enquanto a brisa terrestre se evidencia no período de 16h a 08h (Moura et al., 2004). Os solos de Santarém são representados, sobretudo, pelo Latossolo Amarelo com texturas média, argilosa e muito argilosa, em associação com concrecionários lateríticos – decomposição de arenitos, siltitos e argilitos, areia quartzosa distrófica e glei pouco húmico, distrófico e textura argilosa (Embrapa, 2008).

Sítios de estudo

O estudo foi desenvolvido em dois tipos de paisagens: floresta intacta – Floresta Nacional (Flona) de Tapajós (2 transectos como pontos de referência/controlado) e floresta degradada (4 transectos) nas propriedades

dos produtores rurais, parceiros do Projeto Rede Amazônia Sustentável, totalizando seis transectos de estudo, assim localizados: na floresta intacta, os dois transectos localizam-se no Km 72 da Flona Tapajós, denominados aqui de T1 e T2, áreas sem efeito de borda, onde cada transecto foi amostrado a partir do ponto inicial de 50 m, 150 m e 250 m, consistindo em três pontos de amostragem em direção ao interior da floresta; na floresta degradada, os quatro transectos sorteados localizam-se em áreas que já sofreram exploração/queimadas e possuem plantações de grãos (soja e milho), assim como pastos em seu entorno. Portanto, nessas áreas mediu-se o efeito de borda (BO) em 5 m, 25 m, 50 m e 100 m, e no interior da floresta em 50 m, 150 m e 250 m do transecto, consistindo em sete pontos de amostragem para floresta degradada, na direção borda-interior da floresta (Figura 1).

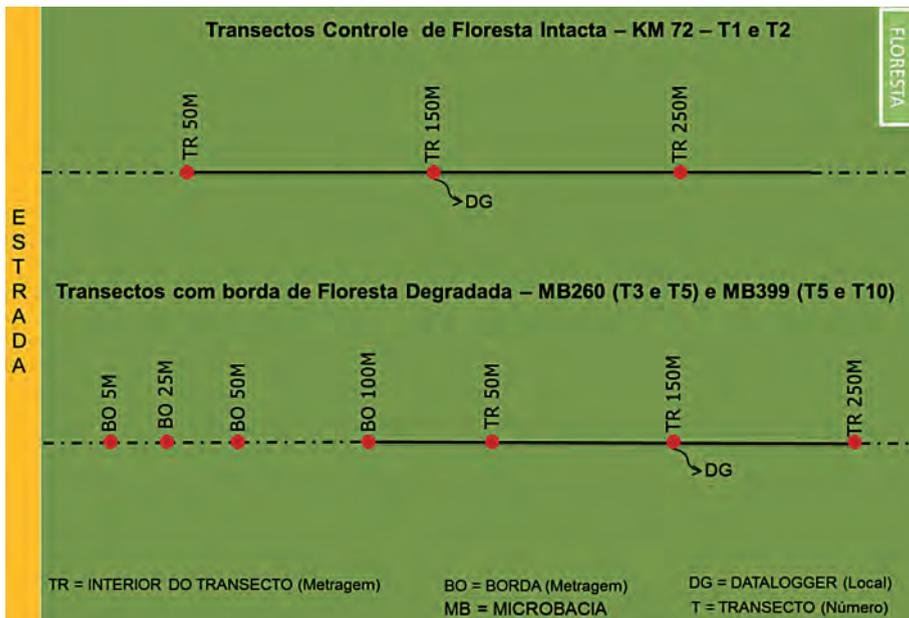


Figura 1. Desenho amostral do experimento.

Experimento de inflamabilidade

Este estudo baseou-se nas metodologias utilizadas por Holdsworth & Uhl (1997), que determinaram o teor de umidade com base no cálculo de madeira seca, utilizando a seguinte fórmula: umidade % = [(peso da massa

em campo – peso seco) / (peso seco)] x 100. Esta fórmula também será utilizada neste estudo para efeitos de determinação de teor de umidade da serrapilheira. O trabalho de campo foi realizado durante a estação seca de 2010, em outubro e parte do mês de novembro.

Combustível Fino – Serrapilheira: ao adentrar no transecto, foram marcados os pontos de amostragem e, a partir destes, estabelecidas parcelas de 10 m para o lado direito, com uma marcação a cada 5 m, formando três linhas, nas quais procedeu-se a coleta da serrapilheira – considerada aqui como material combustível. A serrapilheira foi coletada a uma distância de um metro da linha, em uma quadra de 20 cm x 20 cm, totalizando 1,20 m. As amostras foram coletadas em locais diferentes, dentro das linhas delimitadas na parcela, a cada duas horas, no período das 6h às 18h. Em seguida, foram armazenadas em sacos de papel e pesadas *in loco* em balança digital de precisão 2.200g, modelo Kern®, para medir o peso úmido. Após a última coleta do dia (às 18h), as amostras foram levadas para a estufa a 60°C até atingirem um peso seco constante. Em seguida, fez-se o cálculo utilizando a fórmula supracitada.

Medição de temperatura e umidade relativa do ar. Sensor data logger: em cada ponto de 150 m nos respectivos transectos foi instalado um sensor data logger Omega®, modelo OM-EL-WIN-USB, a uma altura de 25 cm do solo, para monitoramento dos dados de umidade relativa do ar e temperatura, por um período de 30 dias, a cada cinco minutos. Termohigrômetro: os dados de umidade relativa e temperatura do ar também foram medidos diariamente, utilizando um termohigrômetro ATR®, modelo DT-321, em cada ponto do transecto, a cada duas horas (horários: 6h, 8h, 10h, 12h, 14h, 16h e 18h).

Estimativa da porcentagem de abertura do dossel: para verificar a taxa de abertura do dossel das florestas intactas e degradadas, foram registradas fotografias hemisféricas da copa, com câmera digital Nikon® D40 e lente hemisférica fisheye®.

Em cada parcela foram registradas cinco fotografias, sendo uma em cada lado e outra no centro, para a amostra da parcela inteira, em todos os pontos dos transectos. As imagens foram capturadas por uma câmera posicionada a 30 cm acima do solo, com enquadramento do solo para o céu, sendo obtidas no intervalo entre a primeira e segunda coleta de dados pela manhã, entre 6h50 e 7h50, para evitar a interferência dos raios solares durante a análise das fotografias no software. Para a

estimativa da porcentagem da abertura do dossel, as fotografias hemisféricas foram analisadas através do software Gap Light Analyzer (GLA) v2, sendo convertidas em preto e branco e recortadas no formato quadrado requisitado pelo GLA, que é projetado para exibição, importação e análise digital hemisférica (*fish-eye*). Posteriormente, estabeleceu-se uma média dos valores obtidos a partir das cinco fotos de cada parcela por transecto, e depois por tipo de floresta.

Dados socioeconômicos – questionários

Foram utilizados parte dos dados coletados nos questionários socioeconômicos aplicados durante entrevistas semiestruturadas (Gardner et al., 2013), visando ampliar o conhecimento sobre as práticas agrícolas associadas ao uso do fogo, em um espectro amostral amplo de sítios e comunidades, abordando as seguintes questões relacionadas ao manejo e uso do fogo entre os produtores da área de estudo: (1) Quando foi a última vez que você utilizou fogo em suas práticas agropecuárias?; (2) Faz aceiro?; (3) Quantos dias antes de colocar fogo? (4) Queima contra o vento?; (5) Põe fogo em qual horário? Qualquer, ou entre horas e horas; (6) Você coloca fogo antes ou depois da primeira chuva? Na região das microbacias pesquisadas, foram entrevistados 294 produtores rurais, sendo 71 parceiros do projeto e 223 aleatórios, que atuam em diferentes sistemas produtivos (culturas anuais, perenes e pasto), em áreas variando entre 100 ha e mais de 500 ha. Para este trabalho, foram analisados os dados de 200 questionários aplicados no âmbito do projeto.

Análise dos dados

Os dados foram analisados estatisticamente utilizando os programas JMP 8 (JMP Statistical Discovery Software) e StatSoft (Statística). Para os dados de umidade relativa do ar, temperatura do ar, umidade da serrapilheira e taxa de abertura do dossel de florestas intactas e degradadas, utilizou-se análise não paramétrica de comparação de medianas de Mann-Whitney. Em relação às práticas de manejo de fogo, utilizou-se testes qui-quadrado e tabela de contingência, para as categorias Treinados vs Não Treinados e Tamanho da Propriedade (1-50 ha e 51+ ha) no que diz respeito às boas práticas de manejo como: aceiro, queima contra o vento, esperar a primeira chuva e não queimar em horário crítico.

Resultados

Os resultados das variáveis analisadas, como a abertura do dossel, temperatura, umidade relativa do ar e umidade do combustível fino (serrapilheira), apresentaram diferenças significativas na comparação entre os tratamentos: floresta intacta e floresta degradada e borda de floresta degradada. Em relação à abertura de dossel, houve diferença significativa entre a floresta intacta e a floresta degradada (*Mann-Whitney U Test*, $z = -2,023$ com nível descritivo $p = 0,04$), onde a floresta intacta apresentou dossel mais fechado, com uma diferença de até 3% a mais que a floresta degradada. No início do transecto (50 m) observou-se abertura média de 5%, com maior abertura em 150 m (7%) e copa mais fechada no final do transecto (Figura 2).

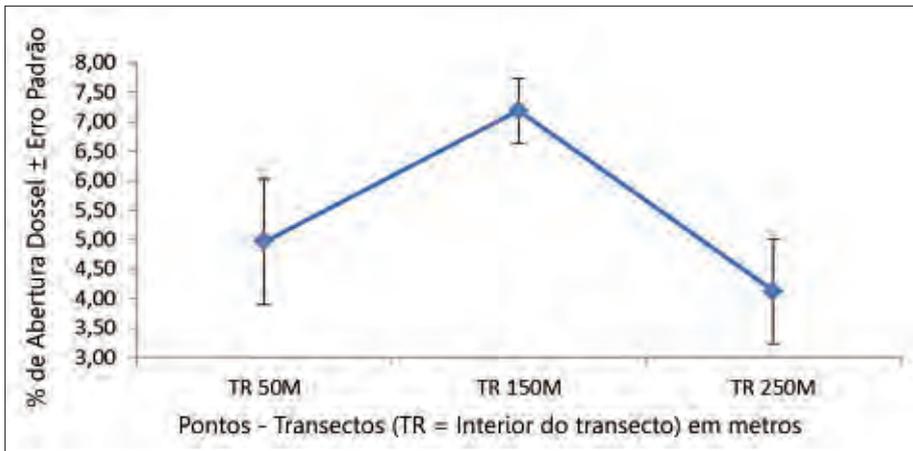


Figura 2. Abertura média do dossel \pm erro padrão em floresta intacta.

Já em relação à floresta degradada, ao longo do transecto em direção à borda – no interior da floresta, há diferenças significativas (Tabela 1), com o dossel mais aberto na borda, em 25 m (11%). A taxa de abertura do dossel vai diminuindo na medida em que se avança em direção ao interior da floresta. Foram observadas diferenças na abertura do dossel ao longo do transecto (Figura 3).

A área da borda a 5 m apresentou-se um pouco mais fechada em relação à borda 25 m, o que pode ser explicado pela influência da vegetação de sub-bosque. Isto ocorre devido à mudança da estrutura da vegetação

do fragmento que ficou exposto ao efeito de borda, mais susceptível à incidência de luminosidade, em um ambiente mais quente e seco, comprometendo, assim, algumas espécies florestais e favorecendo o desenvolvimento de outras mais resistentes, como os cipós. Dessa forma, apresenta-se com vegetação mais baixa, mais espaçada e em crescimento, portanto, mais abertas, provocando um desequilíbrio no ambiente e até mesmo levando à perda de espécies.

Tabela 1. Abertura de dossel em floresta degradada com teste *Mann-Whitney*.

% de Abertura do Dossel de Floresta Degradada					
	Média	EP	n,n	z	p
Degradada – interior da floresta (50 m, 150 m e 250 m)	6,2	0,5	60,20	x	x
BO 5m	7,9	1,1	60,20	1.205	0.22
BO 25m	10,8	1,2	60,20	3.388	0.00
BO 50m	7,6	1,2	60,20	0.827	0.41
BO 100m	8,2	1,5	60,20	0.800	0.42

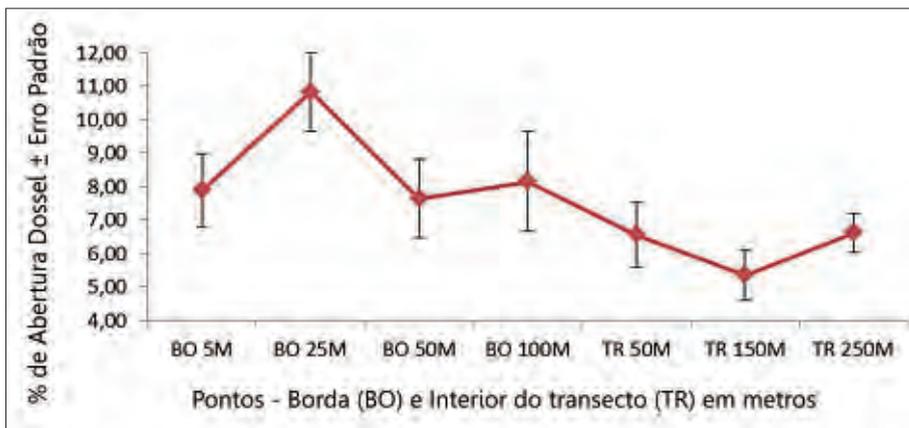


Figura 3. Abertura média do dossel \pm erro padrão, encontrados em florestas degradadas, onde BO = área de borda e TR = interior do transecto na floresta.

A média da temperatura do ar entre a borda de floresta degradada e o interior (transectos) de florestas intactas e degradadas apresentam comportamentos diferentes. A amplitude dos valores da temperatura do ar são maiores na borda, apresentando pico maior entre 12 h (com até 34°C) e 15h (Figura 4).

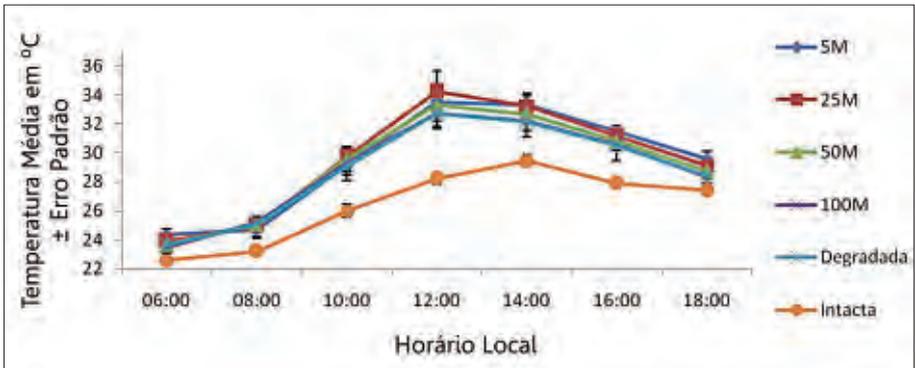


Figura 4. Temperatura média do ar \pm erro padrão no interior de floresta intacta, floresta degradada e borda de floresta degradada até 100 m.

À medida que se avança ao longo do transecto, a variação da temperatura do ar segue um padrão, diminuindo de acordo com a distância da borda ao longo do dia. Nesta comparação entre floresta intacta e degradada, os resultados dos testes estatísticos mostraram uma diferença significativa (*Mann-Whitney U Test* – $z = -4.79$, com nível descritivo $p = 0.00$), na qual a floresta intacta, mesmo em horário crítico, mantém a temperatura do ar mais amena em relação à floresta degradada, que às 12 h chega a 4,5°C mais quente que a floresta intacta.

Quanto à diferença de temperatura do ar na floresta degradada em relação à borda (Figura 5), constata-se que a borda atinge até 1,3°C mais quente que o interior do transecto, fato que pode estar relacionado à maior abertura do dossel na borda, permitindo maior incidência dos raios solares no solo. As diferenças de temperatura entre a borda e o interior da floresta degradada são significativamente maiores na borda (Tabela 2). A temperatura foi medida de duas formas (termohigrômetro e sensores data logger), sendo possível confirmar que o horário em que (apenas no interior de cada tipo de floresta, 150 m do transecto) a floresta fica mais quente é entre 12 h e 15 h e depois vai diminuindo gradativamente. Este padrão de temperatura ocorre mais durante a manhã e à noite (Figura 6).

A umidade relativa do ar apresenta variação significativa na comparação entre os dois tipos de floresta (*Mann-Whitney U Test* – $z = 8.875$ com nível descritivo $p = 0.00$); e à medida que se avança ao interior em ambos os tipos, a umidade vai diminuindo (Figura 7).

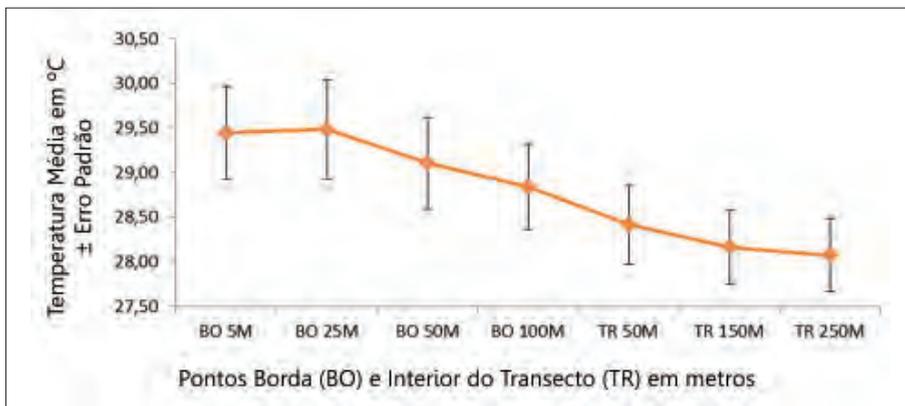


Figura 5. Temperatura do ar \pm erro padrão em floresta degradada direção borda-Interior.

Tabela 2. Resultados para temperatura do ar do interior de floresta degradada e bordas, com teste *Mann-Whitney*.

	Temperatura °C				
	Média	EP	n,n	z	p
Degradada – interior da floresta (50 m, 150 m e 250 m)	28,2	0,2	168, 56	x	x
BO 5 m	29,4	0,5	168, 56	2.144	0.03
BO 25 m	29,5	0,6	168, 56	2.180	0.02
BO 50 m	29,1	0,5	168, 56	1.765	0.07
BO 100 m	28,8	0,5	168, 56	1.367	0.17

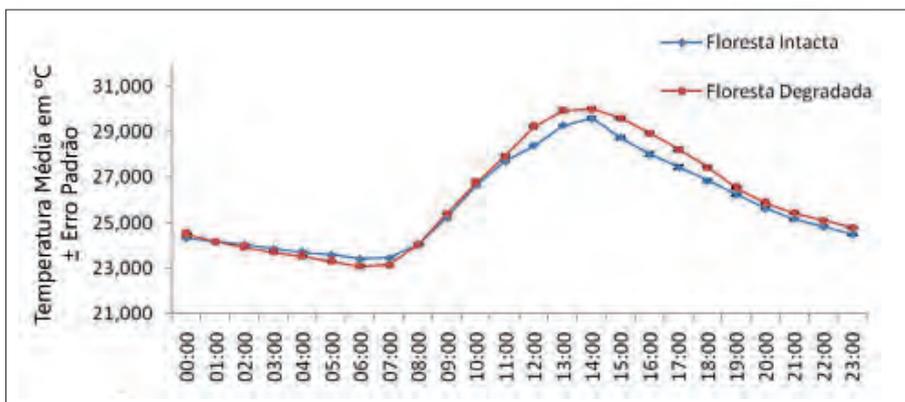


Figura 6. Padrão diurno da temperatura do ar no interior de floresta intacta e degradada.

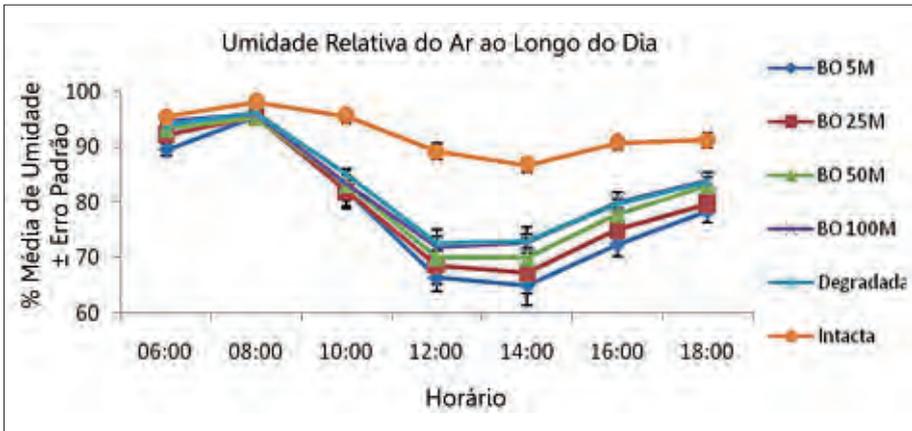


Figura 7. Umidade ao longo do dia no interior de floresta intacta, de floresta degradada e borda de floresta degradada até 100 m.

A floresta intacta é mais úmida que a floresta degradada, mesmo em horário considerado crítico, apresentando-se 17% mais úmida que a floresta degradada às 12h e 14% mais úmida às 14h. Nas áreas de borda há um ambiente menos úmido em relação ao interior do transecto, apresentando um pico de baixa umidade relativa do ar entre 12h e 15h, o que pode ser explicado pela temperatura do ar elevada, que também registra os maiores índices neste intervalo, como pôde ser observado na Figura 6. A umidade também segue um padrão na medida em que se avança no transecto. Esse fato é mais acentuado, com diferenças significativamente maiores na borda (Tabela 3) de floresta degradada, onde o ambiente fica até 9% mais seco que no seu interior (Figura 8).

Tabela 3. Resultados para a umidade relativa do ar no interior de floresta degradada e borda, com teste *Mann-Whitney*.

	% de Umidade Relativa				
	Média	EP	n,n	z	p
Degradada – interior da floresta (50 m, 150 m e 250 m)	86,8	0,7	168, 56	x	x
BO 5 m	78,5	1,7	168, 56	-4.419	0.00
BO 25 m	80,0	1,6	168, 56	-3.821	0.00
BO 50 m	81,9	1,5	168, 56	-2.990	0.00
BO 100 m	83,2	1,4	168, 56	-2.310	0.02

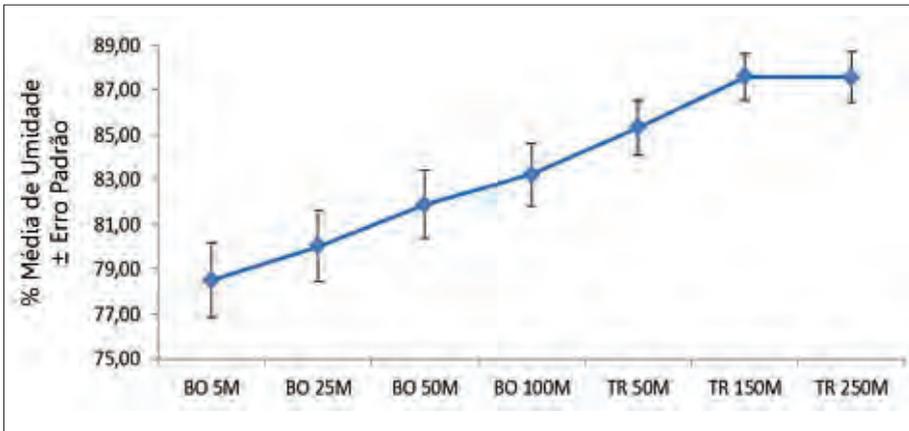


Figura 8. Umidade relativa do ar registrada em floresta degradada na direção borda-interior.

O padrão diurno de umidade (Figura 9) mostra o comportamento da umidade relativa do ar no interior de cada tipo de floresta (intacta e degradada) em 150 m do transecto, onde também se confirma um período crítico mais seco entre 12h e 15h, coerente com o aumento de temperatura nos mesmos horários (Figura 6).

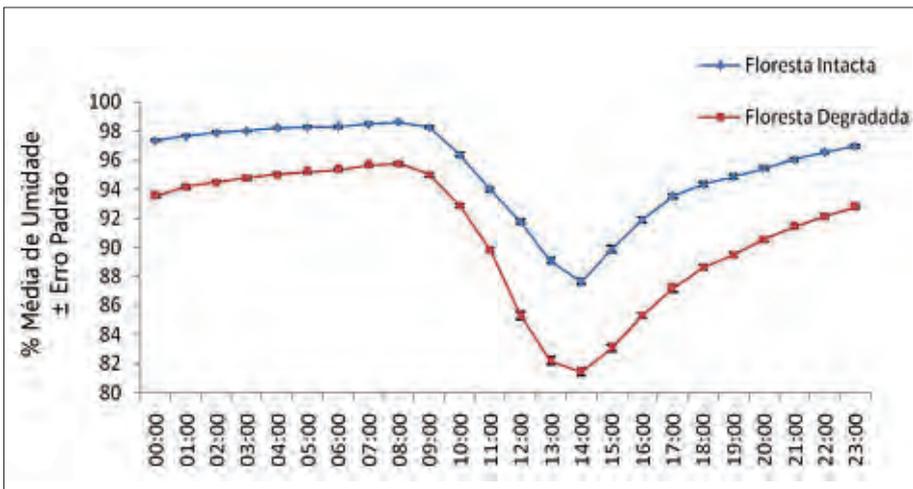


Figura 9. Padrão diurno de umidade relativa do ar registrada em floresta intacta e degradada.

A umidade e a disposição dos tipos de combustíveis (p.e. serrapilheira, resíduos lenhosos finos, resíduos lenhosos grossos etc.) são importantes na previsão de potenciais riscos de incêndio. Para este estudo, foi realizada a análise da umidade do combustível fino – serrapilheira (Figura 10). Essa umidade foi avaliada pela quantidade de água na liteira (em %), calculada através da fórmula: $[(\text{peso da massa em campo} - \text{peso seco}) / (\text{peso seco})] \times 100$. Nesta variável também há diferença significativamente maior na floresta intacta, onde a serrapilheira é mais úmida do que em floresta degradada (*Mann-Whitney U Test* – $z = 7.89$, com nível descritivo $p = 0.00$).

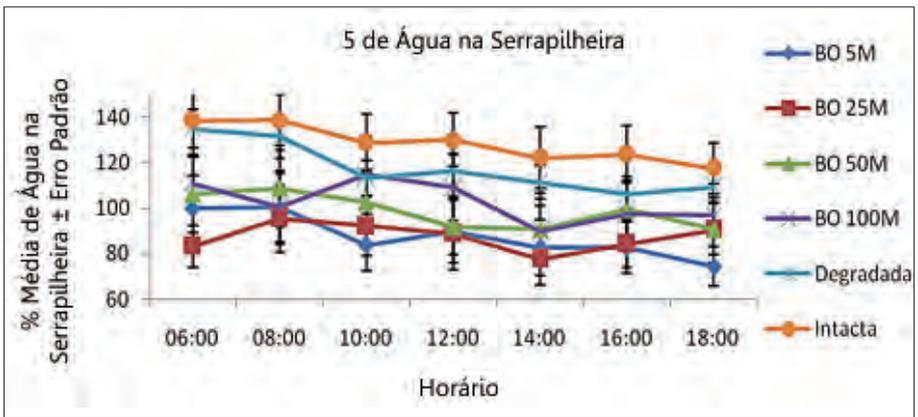


Figura 10. Umidade do combustível fino (serrapilheira) no interior de floresta intacta e degradada e na borda de floresta degradada até 100 m, ao longo do dia.

A serrapilheira também apresenta um período crítico de secagem entre 12h e 15h, o que é explicado pela elevada temperatura e menor umidade relativa do ar neste período – variáveis que sofrem a interferência da abertura do dossel, permitindo a maior dessecação da serrapilheira no solo da floresta. Foi possível observar que a serrapilheira é até 14% mais úmida na floresta intacta no horário crítico de meio-dia do que na floresta degradada. Comparando a borda em relação ao interior da floresta degradada, também houve diferenças significativamente maiores na borda (Tabela 4), onde a serrapilheira é 31% mais seca que no interior. Como esperado, devido ao efeito de borda, a serrapilheira é mais seca até 100 m da borda e adjacências; já no interior, a umidade é mais elevada (Figura 11).

Tabela 4. Resultados para umidade de combustível fino no interior e nas bordas de floresta degradada, com teste *Mann-Whitney*

	% de Água na Serrapilheira				
	Média	EP	n,n	z	p
Degradada – interior da floresta (50 m, 150 m e 250 m)	117,6	2,9	168, 56	x	x
BO 5 m	87,7	4,6	168, 56	-5.085	0.00
BO 25 m	87,5	4,7	168, 56	-5.200	0.00
BO 50 m	98,7	5,3	168, 56	-3.390	0.00
BO 100 m	102,7	5,2	168, 56	-2.652	0.00

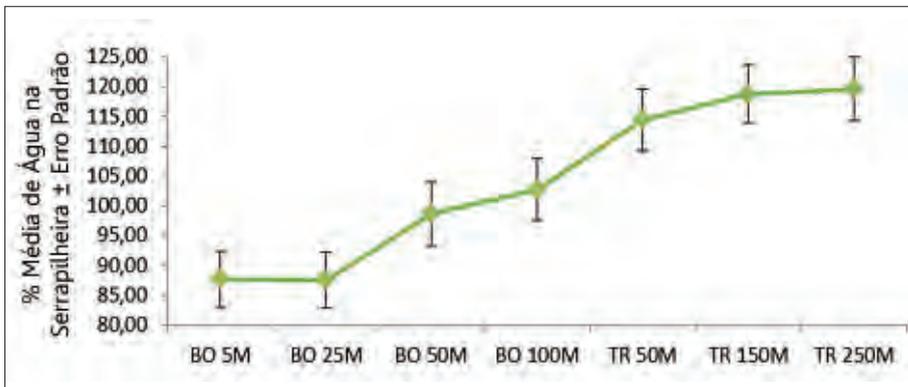


Figura 11. Umidade de combustível fino (serrapilheira) em floresta degradada na direção borda-interior.

Relação entre práticas de manejo e riscos de incêndios

Na região de Santarém foram entrevistados 200 produtores rurais da que possuem propriedades de diferentes tamanhos, entre os quais a maioria (61%) é de pequenos produtores (1-50 ha). Em contrapartida, extensas áreas produtivas (40%) pertencem a médios e grandes produtores rurais (≥ 51 ha). Entre os produtores rurais entrevistados, a maior parte (88%) revelou que faz uso do fogo nas suas práticas de manejo e preparo da terra. Desses usuários, 95% possuem propriedades de 1-50 ha, ou seja, são pequenos produtores, que utilizam o fogo como a técnica principal de preparo e limpeza da terra, produzem em pequena escala e têm menor poder aquisitivo. Os outros 5% possuem

propriedades acima de 51 ha. Os dados coletados por meio de entrevistas mostraram que os produtores rurais frequentemente utilizam o fogo em horários que podem variar das 10h30 às 18h.

Para efeito deste estudo, a partir dos dados de temperatura e umidade relativa do ar apresentados anteriormente, verificou-se que a temperatura é mais elevada e a umidade mais baixa entre 11h e 15h, considerado o período crítico, visto que as florestas no entorno das propriedades ficam mais susceptíveis ao fogo que porventura venha a fugir do controle de forma accidental. Neste contexto, verificou-se que a maioria dos usuários atea fogo na área agrícola entre 12h-13h30 (75 produtores) e 14h-15h30 (78 produtores), ou seja, em horários considerados críticos para o manejo do fogo. Já uma minoria de produtores utiliza o fogo no horários menos críticos, entre 10h30-11h30 (5 produtores) e 16h00-18h00 (10 produtores). Houve ainda aqueles que podem manejar o fogo em qualquer horário do dia (4 produtores), em período crítico ou não (Figura 12).

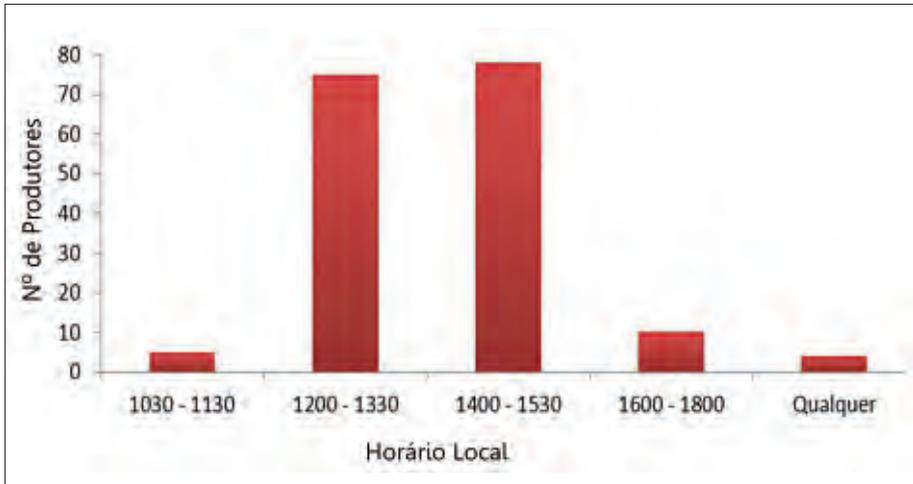


Figura 12. Horários em que os produtores rurais frequentemente utilizam o fogo nas atividades agrícolas.

No que diz respeito à propagação do fogo, apenas 9% dos usuários declararam que perderam o controle do fogo, causando incêndios e prejuízos a benfeitorias, plantações e áreas de floresta. Destes, 94% usualmente fazem queimada no horário mais crítico, entre 11h e 15h.

Foram analisadas questões relativas ao treinamento de uso do fogo e à extensão das propriedades na região estudada, a fim de verificar se há influência na adoção de boas práticas de manejo do fogo.

Em relação ao treinamento, foi observado que tem um efeito significativo, principalmente no que se refere à prática de atear fogo contra o vento e esperar a primeira chuva antes da queimada ou não usar fogo em horário crítico (fracamente significativo) (Tabela 5). No que se refere à extensão das propriedades, que neste estudo foram divididas em duas categorias: 1-50 ha (pequenos produtores) e > 51 ha (médios e grandes produtores), os resultados mostraram que o tamanho da propriedade não influencia as boas práticas de manejo do fogo, pois não houve diferença significativa, exceto na espera da primeira chuva (Tabela 6).

Tabela 5. Influência do treinamento na adoção de boas práticas de manejo do fogo.

Prática	Treinados		Não Treinados		Estatística	
	Sim (%)	Não (%)	Sim (%)	Não (%)	X ²	P
Aceiro	96	4	89,1	10,9	1,387	0,2389
Contra o vento	84	16	61,2	38,8	5,399	0,0202*
1ª Chuva	80	20	57,9	42,1	4,735	0,0296*
Horário crítico	83,3	16,7	95,1	4,9	3,621	0,0570

Tabela 6. Influência do tamanho da propriedade na adoção de boas práticas de manejo do fogo.

Prática	1-50 ha		> 51 ha		Estatística	
	Sim (%)	Não (%)	Sim (%)	Não (%)	X ²	P
Aceiro	89,4	10,6	91,7	8,3	0,237	0,6266
Contra o vento	52,3	47,7	78,0	22,0	0,073	0,7871
1ª Chuva	64,0	36,0	66,1	33,9	11,225	0,0008*
Horário crítico	92,8	7,2	94,7	5,3	0,241	0,6237

Discussão

Os resultados obtidos neste estudo corroboram as hipóteses levantadas. As predições eram de que as florestas degradadas são mais inflamáveis que as florestas intactas, portanto, mais vulneráveis a incêndios. Em geral, a floresta degradada é mais susceptível ao fogo do que a floresta intacta, devido à fragmentação e ao efeito de borda, que são marcantes nessas áreas, que foram alteradas em função do manejo da terra inadequado

para a região, principalmente para a plantação de grãos, como soja e milho, assim como pela criação de gado e formação de pastos, que circundam os fragmentos florestais.

As florestas intactas naturalmente apresentam dossel mais fechado, elevada umidade do ar e do solo, onde as temperaturas são amenas, com pouca luz e ação dos ventos no sub-bosque (Kapos et al., 1989). Estas condições microclimáticas são ideais para decompositores como bactérias, fungos e cupins, que rapidamente decompõem a serrapilheira e restos de madeira fina (Chambers et al., 2000) e, assim, limitam o potencial de combustíveis no solo da floresta. Desta forma, a umidade do combustível continua elevada, mesmo depois de várias semanas sem chuva (Uhl & Kauffman, 1990). Esses fatores explicam como a floresta intacta é menos vulnerável ao fogo do que as áreas alteradas ou degradadas.

Os padrões diurnos referem-se à variação de temperatura e umidade relativa do ar ao longo do dia, tanto na floresta intacta quanto na degradada. O período crítico observado neste estudo apresenta temperaturas mais elevadas entre 12h e 15h, e, proporcionalmente, as médias mais baixas de umidade relativa do ar. As florestas degradadas, coerente com o esperado, são mais quentes e secas do que as florestas intactas – aproximadamente 1°C mais quente ao meio-dia. Nepstad et al. (1999), em estudo realizado na região de Paragominas-PA, registraram temperaturas 10°C mais altas em floresta explorada/ degradada do que em floresta intacta, devido à redução drástica na cobertura do dossel neste tipo de floresta. O déficit de pressão do vapor foi quatro vezes mais alto em relação ao interior de florestas intactas e, desta forma, a camada de serrapilheira ficou mais seca em menos tempo do que na floresta intacta. Estes autores constataram ainda que o teor de umidade do ar ficou abaixo do limiar de inflamabilidade (aproximadamente 15%) (Uhl & Kauffman, 1990) após 5-6 dias sem registro de chuva, enquanto que a floresta intacta manteve-se acima do limiar, mesmo após 14 dias sem chuva.

Nas análises aqui apresentadas foi estabelecida a diferença do índice de umidade relativa do ar em floresta intacta e degradada, com base nos registros às 12h, em média, a variação chegou a 7%, com mínimo de 62% em floresta degradada. Uhl & Kauffman (1990) mediram a inflamabilidade das florestas em Paragominas-PA durante um ano, sem

a influência do fenômeno do *El Niño*, e documentaram o ciclo diário de umidade do combustível fino (serrapilheira) por um período de dezesseis dias sem chuva em floresta primária intacta, floresta explorada, pastagem e floresta secundária. Assim como neste estudo, os autores observaram que a umidade acompanhou o índice diário de umidade relativa do ar, porém o combustível não secou o suficiente a ponto de tornar-se inflamável.

Ray et al. (2010) verificaram que a abertura do dossel tem um efeito substancial no microclima do sub-bosque, principalmente em relação aos valores do déficit de pressão de vapor, porém com diferenças significativas entre floresta degradada e floresta intacta, influenciando também na secagem de material combustível. Houve diferenças marcantes nas taxas de perda de umidade da serrapilheira em diferentes níveis de abertura do dossel. Confirmando as expectativas, a umidade da serrapilheira diminuiu nas áreas onde dossel era mais aberto, assim como foi verificado neste estudo em áreas de florestas degradadas, especialmente nas bordas deste tipo de floresta. Com base nas médias de umidade da serrapilheira nas áreas estudadas, os autores verificaram que era igual ou inferior ao limiar de inflamabilidade, de 23% a 29%, quando essas áreas foram visitadas ao meio-dia, durante a estação seca. Embora esta ocorrência tenha sido comum nas florestas degradadas e em regeneração, este índice nunca foi ultrapassado nas florestas intactas, onde o valor correspondente de umidade na serrapilheira nunca ficou abaixo de 70%.

Compatível com estudos anteriores (Uhl et al., 1988; Holdsworth & Uhl, 1997; Blate, 2005; Ray et al., 2010), observou-se que os combustíveis finos do sub-bosque secam rapidamente onde a cobertura do dossel é esparsa, entretanto, permanecem relativamente úmidos e resistentes à propagação de incêndios quando o dossel é denso, embora estejam sujeitos às mesmas condições climáticas. Infere-se, portanto, que os incêndios ocorrem com mais frequência em florestas cujo dossel foi danificado. O aumento da abertura do dossel eleva a incidência de radiação solar e fluxo de ar, diminuindo o tempo de secagem da serrapilheira e de outros combustíveis de superfície (Baker et al., 2004). Devido a este fator, há alterações no microclima de sub-bosque, com elevação da temperatura exatamente nessas clareiras. Conseqüentemente, as altas temperaturas tornam o ambiente mais seco, alterando também os níveis de umidade relativa do ar, principalmente em florestas degradadas que apresentam

efeito de borda, onde os efeitos da alta luminosidade e velocidade dos ventos são mais acentuados.

O teor de umidade e as taxas de secagem do combustível fino (serrapilheira) variam em função do aumento da temperatura e diminuição da umidade relativa do ar em áreas que apresentam grandes alterações na abertura do dossel. Diante disso, a hipótese de que a floresta torna-se mais quente e mais seca em determinado período do dia foi confirmada a partir dos resultados obtidos neste trabalho, com base nos dados referentes à temperatura e umidade relativa do ar, bem como à umidade da serrapilheira e área de abertura do dossel.

O efeito de borda nas florestas degradadas

No caso das florestas degradadas de Santarém, o efeito de borda foi estudado até 100 m floresta adentro, visando uma avaliação do efeito sobre a inflamabilidade da floresta. As mudanças microclimáticas geralmente estão associadas aos impactos causados pela fragmentação do habitat. Nas bordas ocorre o aumento de luminosidade e temperatura, bem como a diminuição da umidade do ar e do solo. Em função dessas alterações, as bordas dos fragmentos florestais geralmente são mais secas e quentes do que o seu interior (Kapos et al., 1997), com elevação da temperatura e déficit de pressão de vapor (medida da capacidade do ar em promover a evaporação) em faixa de borda de pelo menos 60 metros de largura do fragmento florestal na Amazônia. Laurance (1991) também encontrou variações fisionômicas e florísticas em uma faixa de 200 m de borda, que podem ser associadas às mudanças ambientais na Amazônia.

As alterações **na composição florística** nas bordas das florestas são proporcionais à intensidade das mudanças ambientais e ao tempo decorrido desde o início da sua fragmentação. Como consequência, as bordas comumente apresentam acúmulo de biomassa de gramíneas e lianas e baixa umidade na liteira, tornando-se suscetíveis a incêndios mais intensos do que o interior das florestas (Cochrane, 2003). Esforços para conhecer e compreender os efeitos do fogo sobre as florestas tropicais no Brasil são relativamente recentes. Atualmente, estudos dessa natureza têm sido motivados pela sua importância na emissão de gases do efeito estufa, potencializando os danos causados pelo aquecimento global

(Fearnside, 2005) e pelos impactos ecológicos dos incêndios (Cochrane, 2003). Entretanto, a maior ameaça motivada pelo uso do fogo nas florestas tropicais diz respeito aos seus impactos ecológicos.

Aparentemente, a frequência dos incêndios florestais está relacionada às alterações estruturais a que estão submetidos os fragmentos florestais: áreas degradadas sujeitas a mudanças microclimáticas tornam-se mais secas e, portanto, mais susceptíveis a incêndios (Cochrane, 2003; Uhl & Kauffman, 1990). Nas bordas, observa-se o aumento da luminosidade, a diminuição da umidade e maior número de árvores mortas, em relação ao interior da floresta (Laurance et al., 2001). É comum, ainda, a alta densidade de cipós e de gramíneas exóticas oriundas das pastagens adjacentes. A umidade mais baixa e a maior disponibilidade de material inflamável tornam os fragmentos mais propensos a incêndios (Cochrane, 2003). Para a floresta amazônica, os estudos acerca das respostas das comunidades florestais com relação ao uso do fogo constataram a perda de espécies e diferentes capacidades de resposta dos ecossistemas em função da intensidade dos incêndios e de outras perturbações antrópicas (Uhl et al., 1988; Uhl & Buschbacher, 1985; Cochrane & Schulze, 1999; Ivanauskas et al., 2003).

É claramente perceptível o efeito de borda nas florestas degradadas da região de Santarém, que pode influenciar substancialmente a inflamabilidade da floresta, favorecendo, desta forma, possíveis incêndios florestais. Todas as variáveis analisadas seguem um padrão, no entanto, à medida que se adentra no interior da floresta, este vai se modificando, porém não chega a se estabilizar, e isso sugere que os efeitos de borda nessas áreas podem se estender além de 100 metros. As bordas das florestas degradadas apresentam características mais propícias a incêndios e, portanto, podem ser mais inflamáveis que o seu interior durante o dia.

Manejo do fogo

O uso do fogo nas atividades agrícolas da Amazônia brasileira tem uma característica antagônica – é um “mal necessário”. Por um lado, é um elemento fundamental no sistema produtivo da região e, simultaneamente, por outro, se não for bem manejado, tem uma capacidade destrutiva que pode inviabilizar a produtividade do sistema.

As queimadas agrícolas estão relacionadas a um processo intencional de uso do fogo, ou seja, a prática da queimada sempre tem um propósito específico de preparar a terra para as lavouras ou controlar plantas invasoras em pastagens. Os incêndios (fogos acidentais) surgem a partir da perda do controle no processo de queimada, tendo como consequência o fato de que as áreas previamente delimitadas para ficar fora do alcance do fogo podem ser atingidas acidentalmente. Neste sentido, o fogo acidental pode devastar tanto as áreas já alteradas pela ação antrópica (pastagens, plantios, capoeiras) quanto as florestas em pé (Diaz et al., 2002).

O manejo do fogo na região de Santarém-PA predomina como instrumento agrícola no preparo e uso da terra para conversão de áreas de florestas em áreas de lavouras e pastagens, principalmente para os pequenos produtores com menor poder aquisitivo. Neste estudo, observou-se que 95% dos produtores rurais são pequenos produtores, com área produtiva variando entre 1-50 ha; e os outros 5% são médios a grandes produtores, com propriedades acima de 51 ha. Apenas 9% dos produtores afirmaram que houve propagação de fogo para além das suas áreas, no entretanto, presume-se que este número pode ser maior, devido ao alto índice de queimadas em Santarém, e pelo fato de que os produtores rurais da região sentem-se hostilizados ao falar sobre a falta de controle do fogo.

Além disso, a maioria dos produtores rurais (94%) utiliza o fogo em horário crítico (entre 11h e 15h), podendo representar uma ameaça para as áreas de florestas na região, em virtude das altas temperaturas e baixa umidade relativa do ar, assim como da baixa umidade dos combustíveis finos no solo da floresta durante este período. Neste sentido, as florestas são mais susceptíveis aos incêndios florestais, devido à propagação do fogo oriundo das propriedades rurais, onde a maioria dos focos de incêndios relacionados ao manejo da terra pode ocorrer em horários em que a floresta está mais susceptível ao fogo.

Verificou-se também que o treinamento de uso do fogo influencia na adoção de boas práticas de manejo deste recurso, independente do tamanho da propriedade rural. Os produtores que utilizam o fogo com os cuidados necessários como: fazer aceiro, queimar contra o vento, esperar a primeira chuva e não queimar em horário crítico, correm menos riscos de disseminação do fogo de forma acidental, causando prejuízos

às áreas produtivas, benfeitorias e florestas. As propriedades rurais na Amazônia apresentam grande variação, o que demanda uma análise diferenciada do uso de fogo, uma vez que o pequeno produtor rural da agricultura de subsistência e se esforça para garantir o seu sustento em propriedades menores, utiliza o fogo de forma diferente dos grandes produtores, que têm condições de monitorar as suas terras de avião (Nepstad et al., 1999). Esses produtores têm maior poder aquisitivo, em vista disso, podem adotar práticas alternativas ao uso do fogo, como máquinas, roçadeiras, mas se utilizarem o fogo, têm acesso à mão de obra necessária para controlá-lo. No caso dos pequenos produtores, esta prática é a única alternativa para limpar e preparar a terra, controlar as plantas invasoras, entre outros.

Conclusão

A vulnerabilidade da floresta ao fogo na região de Santarém mostrou-se significativa, uma vez que as florestas degradadas da região apresentaram características inflamáveis e suas bordas mais susceptíveis ao fogo que o seu interior, quando comparadas às florestas intactas. Pode-se afirmar que esta vulnerabilidade aumenta quando ocorrem secas severas e eventos de *El Niño*. Uma vez queimada, a floresta fica mais susceptível a novos incêndios, podendo tornar-se um processo recorrente, à medida que for se intensificando.

A questão do uso de fogo na Amazônia é crítica, o treinamento de uso de fogo tem forte influência na adoção de boas práticas de manejo deste recurso e pode ser uma das medidas possíveis para amenizar a problemática dos incêndios florestais na região, desde que haja incentivos governamentais para tal, que atendam aos pequenos, médios e grandes produtores. O tamanho da propriedade não tem influência na adoção dessas boas práticas de manejo, contudo, sabe-se que o uso do fogo é recurso básico para os pequenos produtores, que têm menor poder aquisitivo. Uma política de incentivo à redução das queimadas pelos produtores rurais, aliadas ao treinamento de uso do fogo, ao acesso à informação e a tecnologias alternativas ao manejo, assim como o investimento em pesquisas sobre a inflamabilidade das florestas e aperfeiçoamento das análises de satélites associadas às pesquisas em campo, pode amenizar e talvez solucionar os problemas das queimadas na Amazônia.

Referências

- Alencar, A. 2007. **Ameaças de fogo em áreas fragmentadas da Amazônia**. Belém: IPAM.
- Amazonas, T. M. M. 2008. **Estatísticas de Santarém**. Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação Geral /Núcleo Técnico de Planejamento. Santarém: SEPLAN.
- Arima, E. Y. et al. 2007. Fire in the Brazilian Amazon: a spatially explicit model for policy impact analysis. **Journal of Regional Science**, 47: 541-567.
- Baker, T. R. et al. 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. **Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol.**, 359: 36-46.
- Barlow, J.; Peres, C. A. 2003. Fogo rasteiro: nova ameaça na Amazônia. **Ciência Hoje**, 34: 24-27.
- Barlow, J. et al. 2002. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation**, 105: 157-169.
- Barlow, J. 2003. **Ecological effects of wildfires in a Central Amazonian forest**. Norwich, UK: University of East Anglia.
- Blate, G. M. 2005. Modest Trade-offs between timber management and fire susceptibility of a Bolivian Semi-Deciduous Forest. **Ecological Applications**, 15(5): 1649-1663.
- Chambers, J. Q. et al. 2000. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. **Oecologia**, 122: 380-388.
- Cochrane, M. A; Laurance, W.F. 2008. Synergisms among fire, land use, and climate change in the Amazon. **Ambio**, 17: 7-8.
- Cochrane, M. A. 2003. Fire science for rainforest. **Nature**, 421(27): 913-919.
- Cochrane, M. A; Schulze, M. D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass and species composition. **Biotropica**, 32: 2-16.
- Diaz, M. C. V. et al. 2002. O preço oculto do fogo na Amazônia: os custos econômicos associados às queimadas e incêndios florestais. **Relatório do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM)**. Belém: IPAM; IPEA; WHRC.
- Embrapa. 2008. **Relatório socioeconômico ZEE BR-163**. Belém: Embrapa.
- Fearnside, P. M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, 1(1): 13-21.
- Gardner, T. A. 2013. A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. **Phil. Transactions Royal Soc. B**, 368: 201-216.
- Hecht, S.; Cockburn, A. 1989. **The fate of the forest: developers, destroyers and defenders of the Amazon**. London: Penguin.
- Holdsworth, A.R; Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications**, 7(2): 713-725.

Ivanauskas, N.M. et al. 2003. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. **Forest Ecology and Management**, 184: 239-250.

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 5(2): 3-185.

Kapos, V. et al. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: Laurance, W. F. & Bierregaard, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, p. 33-44.

Laurance, W. F. et al. 2001. The Future of the Brazilian Amazon. **Science**, 291: 438-439.

Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: applications of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, 57(2): 205-219.

Lewis, S. L. et al. 2011. The 2010 Amazon drought. **Science**, 331: 554.

Marengo, J. A. et al. 2007. The drought of Amazonia in 2005. **Journal of Climate**, 5(2): 35-41.

Moran, E. 1983. Government-directed settlement in the 1970s: an assessment of Transamazon Highway colonization. In: Schmink, M. & Wood, C. H. (eds.). **Frontier expansion in Amazonia**. Gainesville: University of Florida Press, Gainesville.

Moura, M. A. L. et al. 2004. Evidência observacional das brisas do lago de Balbina o (Amazonas) e seus efeitos sobre a concentração do ozônio. **Acta Amazônica**, 34(4): 605-611.

Nepstad, D. C. et al. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, 372: 666-669.

Nepstad, D. C. et al. 1999. **Floresta em chamas: origens, impactos e prevenção do fogo na Amazônia**. Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais no Brasil. Brasília, 202 p.

Posey, D. 1984. Os Kayapó e a natureza. **Ciência Hoje**, 2(12): 35-41.

Ray, D. et al. 2010. Predicting moisture dynamics of fine understory fuels in a moist tropical rainforest system: results of a pilot study undertaken to identify proxy variables useful for rating fire danger. **New Phytologist**, 187: 720-732.

Uhl, C.; Kaufmann, J. B. 1990. Deforestation, fire, susceptibility and a potential tree responses to fire in the Eastern Amazon. **Ecological Society of America**, 17: 437-449.

Uhl, C.; Buscbacher, R. A. 1985. Disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the Eastern Amazon. **Biotropica**, 17: 265-268.

Uhl, C. et al. 1988. Fire in the Venezuelan Amazon: environmental conditions necessary for forest fires in the evergreen rainforest of Venezuela. **OIKOS**, 5(3): 176-184.

Atividades de mineração e avaliação de metais em água superficial, sedimento de fundo e peixes no rio Tapajós

Hilciana do Socorro Pereira Oliveira,
Silvia Cristina Alves França & Edson José Paulino da Rocha

RESUMO

Este estudo objetivou avaliar o nível de metais pesados, principalmente de mercúrio, na água, no sedimento de fundo e em peixes do rio Tapajós, a fim de verificar os possíveis impactos causados pelas atividades de extração artesanal de ouro no ambiente deste rio. Para caracterizar o ambiente foram analisados os parâmetros físico-químicos das amostras de água, como temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Os metais Fe, Mg, Ca, Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Al foram analisados por meio do método analítico ICP-OES (Espectrofotometria de emissão óptica com plasma induzido). O HgT (mercúrio total) foi determinado por espectrofotometria de absorção atômica em vapor frio. Nas análises de mercúrio total em sedimentos e peixes utilizou-se a mesma técnica aplicada nas amostras de água; e para a quantificação de metilmercúrio (MeHg) seguiu-se o protocolo analítico do Instituto Nacional de Minamata, Japão. Para as concentrações de metais em água, apenas o Cd, Al e Zn apresentaram concentrações acima dos valores estabelecidos pelo CONAMA 357/2005. Os resultados de mercúrio total nessas amostras foram menores do que o limite de detecção do método empregado ($0,0005 \mu\text{g.L}^{-1}$) e esse resultado foi corroborado por outros trabalhos da literatura. Nos sedimentos, fonte de maior acúmulo de metais devido às interações entre os íons metálicos e o material particulado, as concentrações ficaram abaixo dos limites preconizados pela legislação, com exceção do Fe, que apresentou valores de $29.000 \mu\text{g.g}^{-1}$, considerado pela USEPA-US (*Environmental Protection Agency*) como muito poluído, embora o CONAMA 357/2005 não estabeleça limites. Ainda nos sedimentos, os valores de HgT variaram de $0,024$ a $0,037 \mu\text{g.g}^{-1}$, enquanto para MeHg foram encontrados valores entre $0,016$ e $0,025 \mu\text{g.g}^{-1}$. As concentrações de mercúrio nos peixes foram mais significativas em peixes carnívoros que em peixes de hábitos onívoros. As concentrações mais elevadas foram encontradas nos tucunarés, com teores de HgT entre $0,600$ e $0,950 \mu\text{g.g}^{-1}$ e MeHg na faixa de $0,510$ a $0,600 \mu\text{g.g}^{-1}$. Nas outras espécies de peixes, as concentrações foram menores, especialmente nas espécies de hábitos onívoros, com metilmercúrio apresentando valores nas faixas de $0,025$ a $0,060 \mu\text{g.g}^{-1}$ para o piau e de $0,007$ a $0,033 \mu\text{g.g}^{-1}$ para o jaraqui. Embora não tenha sido evidenciada contaminação nas amostras bióticas e abióticas estudadas, enfatiza-se que os peixes onívoros, por apresentarem menores concentrações de mercúrio, são mais indicados para a dieta da população ribeirinha, o que poderá reduzir os riscos de contaminação por mercúrio via alimentação humana.

Introdução

A poluição das águas quase sempre é resultado do descarte inadequado de resíduos gerados pela atividade humana cujos poluentes são transportados para os rios, contaminando esses ambientes e afetando os organismos aquáticos. Dentre as atividades potencialmente poluidoras dos recursos hídricos destacam-se as relacionadas à agropecuária e à mineração.

As atividades de mineração, sejam industriais ou artesanais (garimpos), são de suma importância para o desenvolvimento econômico do país, visto que os minérios extraídos da natureza, na sua forma natural ou beneficiados, são utilizados como matéria-prima em diversos setores industriais, gerando bens de consumo para a sociedade (Villas-Bôas, 2011). É, sem dúvida, uma atividade geradora de recursos financeiros para a região explorada, por meio da geração de emprego e renda e da arrecadação de impostos referentes à exploração mineral.

No entanto, os processos de exploração e beneficiamento mineral implicam em alterações no meio ambiente, muitas vezes na qualidade das águas do entorno dos empreendimentos minerários. Tais alterações devem ser monitoradas, com o intuito de minimizar os impactos sociais e ambientais causados pela exploração desses recursos, especialmente aqueles que afetam mais incisivamente os recursos hídricos, considerados essenciais à sobrevivência e à qualidade de vida das populações.

Recursos minerais

O estado do Pará, assim como a maioria dos estados amazônicos, tem vocação tipicamente extrativista, sendo o segundo maior produtor nacional de bens minerais, com destaque para a exploração de minério de ferro, caulim, bauxita, cobre e ouro, dentre outros. Na Figura 1 têm-se informações sobre arrecadação da CFEM – compensação financeira sobre atividade de exploração mineral. A CFEM arrecadada no primeiro semestre de 2014 foi de R\$ 912,6 milhões (DNPM, 2014) e o estado do Pará (municípios de Parauapebas e Canaã dos Carajás) arrecadou mais de 25% deste total, que deverá ser aplicado pelos governos municipal, estadual e federal na realização de melhorias e atenuação dos impactos decorrentes das atividades de mineração.

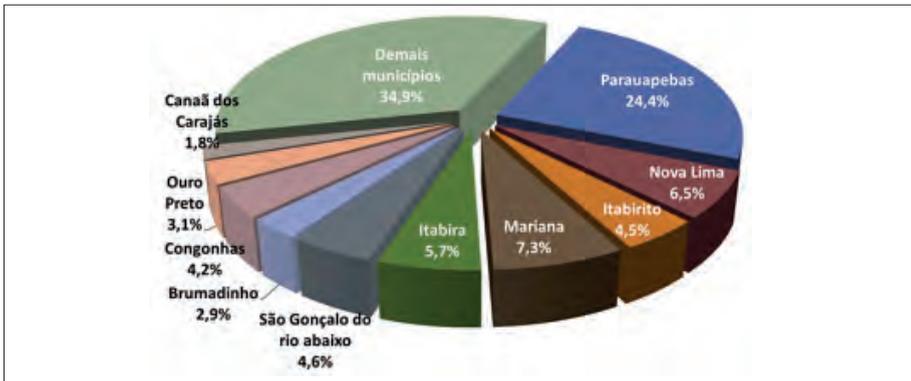


Figura 1. Arrecadação da CFEM por municípios mineradores (DNPM/DIP, 2014).

A atividade garimpeira de ouro na região amazônica ainda é muito forte, com produção oficial de 11,6 t em 2013, que representa cerca de 15% da produção nacional. Na produção proveniente de garimpos destacam-se os estados de Mato Grosso (47,1%) e Pará (40,19%) (DNPM, 2014). Somente no primeiro semestre de 2014, 46,3% dos pedidos de permissão de lavra garimpeira em todo o território nacional foram relacionados ao ouro (Figura 2), segundo os dados do DNPM (2014). Na região amazônica, os municípios mais importantes no desenvolvimento dessa atividade são os que abrangem a região do Tapajós (Pará) e Alta Floresta (Mato Grosso).

O impacto da mineração informal (garimpos), seja de ouro ou de outros bens minerais, é o desmonte de encostas e degradação do solo (Lima, 2013). No caso dos garimpos de ouro, a situação é agravada pelo uso indiscriminado do mercúrio para a captura das partículas de ouro fino, formando a "esponja" e, posteriormente, a sua queima, que possibilita a separação do ouro e provoca a liberação do mercúrio na forma de gases e líquido, resultando em uma contaminação ambiental significativa, além dos casos de intoxicação humana.

Histórico dos garimpos de ouro na Amazônia

A garimpagem de ouro na Amazônia brasileira remonta ao século XVIII, no mesmo período da descoberta de ouro e diamante em Minas Gerais, configurando-se como um marco histórico no processo de colonização

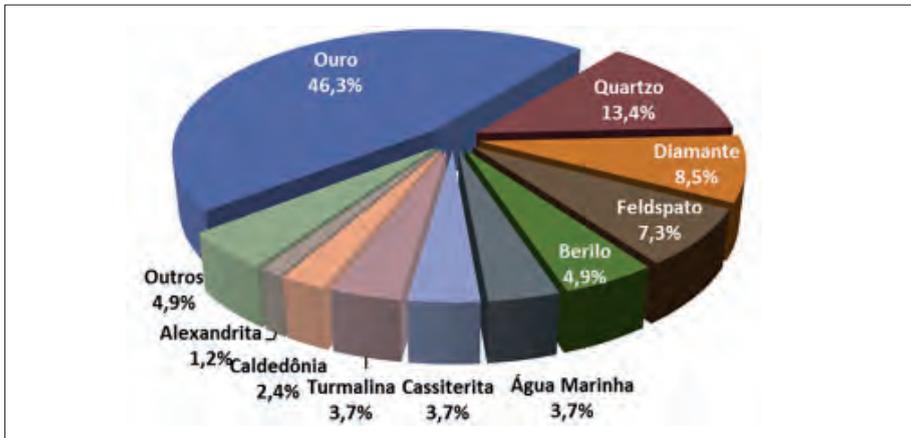


Figura 2. Distribuição dos pedidos de permissão de lavra garimpeira (PLG) por substância mineral (DNPM/DIP, 2014).

do Brasil, que era baseado na produção açucareira da Região Nordeste. Com a descoberta do ouro, a Coroa Portuguesa introduziu um regulamento nas minas, com o objetivo de garantir a parte que devia caber à Coroa. A partir deste momento, os homens livres e sem qualquer tipo de posse, conduzidos pelo instinto natural de sobrevivência, passaram a ocupar lugares ermos do território, e escondidos nas grimpas das serras, praticavam as suas atividades de lavra longe das autoridades. Desse modo, os “grimpeiros”, como eram conhecidos, deram origem ao termo “garimpeiro”, assim, a própria etimologia da palavra significava ilegalidade, repressão da força de trabalho e marginalidade.

Observa-se que, desde o início, o garimpo era visto como uma atividade rudimentar, autônoma e com grande inserção de mão de obra, cujas condições adversas de vida e trabalho conduziram ao desenvolvimento de características culturais próprias (Bitencourt & Amodeo, 2008).

A atividade extrativa do ouro na região amazônica data dos anos de 1940; e na região do Tapajós foi evidenciada a partir de 1958, com a decadência dos seringais. Uma expedição com 60 homens vindos do Amazonas, chefiada pelo Sr. Nilçon Pinheiro, chegou próximo à foz do rio Tapajós, onde se deu a primeira ocorrência de ouro. No início da década de 1960 foram descobertos outros depósitos de ouro, sobretudo ao longo da drenagem de grande porte em importantes rios como o Tapajós, Crepori, Jamaxim e outros (Rodrigues et al., 1994).

Foi na década de 1970 que essa atividade se intensificou na Amazônia, com o Plano de Integração Nacional (PIN). Nesse período, teve início a construção de importantes rodovias, como a Transamazônica e a Cuiabá-Santarém, possibilitando o acesso ao interior da Amazônia. Empresas de mineração foram então atraídas pela possibilidade de exploração de grandes depósitos de ouro aluvionar existentes na região e, em decorrência disso, deu-se também a migração de um grande contingente populacional, vindo principalmente do Nordeste, também atraído pela possibilidade de melhores condições de vida (Rodrigues et al., 1994; Fernandes et al., 2011).

No final da década de 1970, a elevação no preço do ouro no mercado internacional resultou na chamada “corrida do ouro” em várias regiões do mundo, inclusive no Brasil. Na ocasião, a região do Tapajós, rica em depósitos do metal precioso, foi ocupada por um grande contingente de homens em busca de riquezas. Na década de 1980, a bacia do Tapajós foi responsável por aproximadamente 50% da produção de ouro no Brasil. De acordo com o DNPM (1999), foram produzidas 98,2 t de ouro em 1990 e 49 t em 1998. No processo de extração do ouro foi utilizada a amalgamação com o mercúrio metálico como processo de extração e concentração do metal. Muitos autores afirmam que durante a corrida do ouro, nos anos 1980 e 1990, cerca de 2000 t de mercúrio foram lançadas no ambiente amazônico, principalmente nos rios Madeira, Tapajós, Negro e Cassiporé (Lacerda & Salomons, 1992; Malm, 1998; Lima, 2013).

O ciclo biogeoquímico do mercúrio proposto por Souza & Barbosa (2000) é apresentado na Figura 3.

Na região do Tapajós, as atividades de mineração mais relevantes são a exploração de bauxita, em Ouriximiná, às margens do rio Trombetas, e a exploração artesanal (garimpos) de ouro. O estado do Pará se destaca pelas suas riquezas naturais e por abrigar um importante patrimônio natural, sobretudo as suas reservas minerais e hídricas, bem como a sua biodiversidade. A área territorial do Pará possui uma rede de drenagem com elevado potencial energético. Contudo, o estado atravessa um processo de exploração e alteração de suas bacias hidrográficas, pois a cada ano o problema de degradação das águas na região amazônica se agrava ainda mais, resultando, conseqüentemente, em perdas na reserva de água, nos ecossistemas aquáticos, aumento no custo de tratamento da água para usos pela população e setores industriais, dentre outros (Barp, 2004).

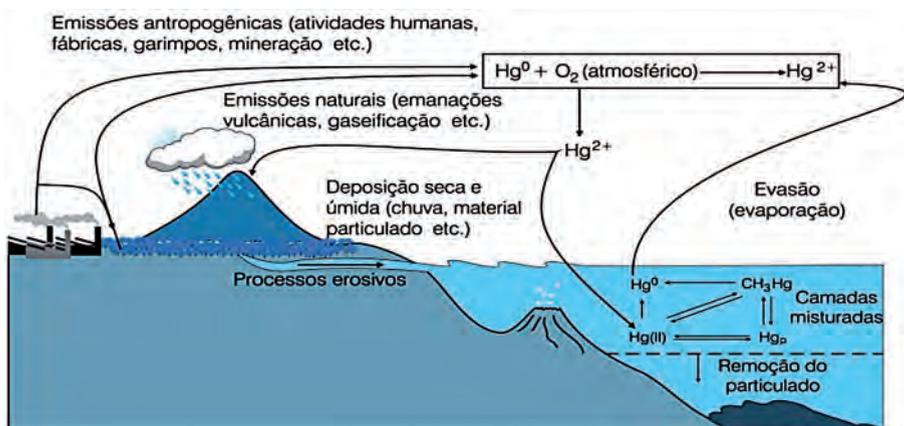


Figura 3. Ciclo global do Mercúrio (Sousa & Barbosa, 2000).

Processamento de ouro aluvionar

O ouro de aluvião é encontrado nos barrancos das margens ou nos leitos dos rios, e recebe essa denominação porque se encontra misturado a outros minerais como argila e areia, acumulados pela erosão. A exploração do ouro aluvionar normalmente carece de prospecção mineral, e o processo de lavra se dá por meio da remoção do solo superficial para exposição das camadas mineralizadas, as quais são desmontadas com o uso de jateamento de água pressurizada. O material desmontado, contendo o minério, cascalho e água forma uma polpa, que é bombeada para as caixas concentradoras (*sluices*, lantona ou cobra fumando). Nas caixas concentradoras é feita a remoção do cascalho e material argiloso e, conseqüentemente, a concentração dos minerais pesados, como o ouro, que posteriormente será recuperado por amalgamação.

A amalgamação é o processo utilizado na recuperação de metais preciosos como ouro e prata, contidos em concentrados minerais, têm aderência preferencial ao mercúrio, quando em contato com ar, água e outros minerais. Nos minérios aluvionares, nos quais o ouro se encontra livre e com granulometria na faixa de 74 μm , a amalgamação é um processo eficiente para a aglutinação do ouro liberado (Braga & Araújo, 2007). A amalgamação pode ocorrer na caixa concentradora, em bateias ou, mais seguramente, em tambores amalgamadores. É a partir daí a origem do mercúrio nos rejeitos de processamento.

O amálgama Au/Hg é um composto intermetálico de ouro e mercúrio, e que, por meio do processo de pirólise (queima), separa o ouro do mercúrio. A queima do amálgama ao ar livre, feita de forma indiscriminada nos garimpos, libera grande quantidade de mercúrio para a atmosfera.

A Figura 4 ilustra o processo artesanal de lavra e concentração de um minério aurífero aluvionar (Farid et al., 1992).

O processamento de ouro em garimpos, sem orientação técnica adequada, gera diversos problemas ambientais, como o assoreamento do leito e drenagem de rios, devido ao processo de desmonte dos barrancos; a contaminação mercurial, devido à dispersão do mercúrio durante o processamento e queima inadequada do amálgama, realizada sob condições precárias, além da disposição aleatória dos rejeitos contaminados por mercúrio, o que permite a migração do metal para outras matrizes como água, sedimentos e a biota aquática (Lacerda & Salomons, 1992; Farid et al., 1992; Braga & Araujo, 2007).

A concentração de mercúrio nos rios da bacia amazônica é um assunto que tem despertado bastante interesse em vários pesquisadores nos últimos anos, em razão da intensa atividade garimpeira de ouro ocorrida durante as décadas de 1970 e 1980 na região.

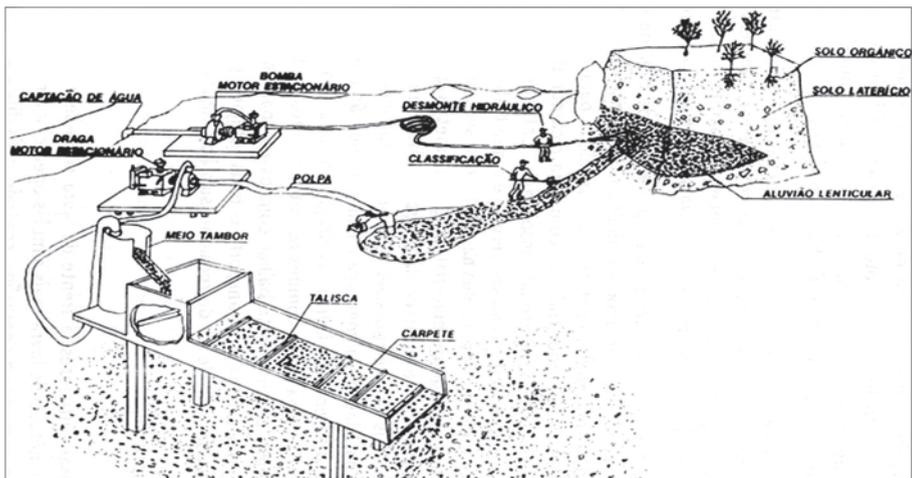


Figura 4. Diagrama esquemático do processo de extração e beneficiamento artesanal de ouro (Farid et al., 1992).

O mercúrio é considerado um metal altamente tóxico, sendo encontrado frequentemente em solos e rios da Amazônia, na grande maioria dos casos, devido à sua utilização durante a extração do ouro nos garimpos, sem qualquer tipo de controle. Alguns autores como Wasserman, Hacon & Wasserman (2001) e Martins et al., (2004) afirmam que os solos da região amazônica apresentam elevada concentração natural de mercúrio. Em vista disso, o maior interesse de se estudar as concentrações de mercúrio nos ambientes amazônicos, principalmente o metilmercúrio, deve-se à sua capacidade de bioacumular-se por meio de absorção em corpos d'água na ingestão de alimentos, como os peixes, e sua incorporação no meio ambiente por meio da ação antrópica.

Diversos estudos têm sido realizados com o intuito de entender e correlacionar a presença de metais na água, sedimentos e peixes amazônicos com as atividades de mineração em áreas próximas aos leitos dos rios. Entre os trabalhos recentes, Lima (2013) estudou a região garimpeira de ouro do Lourenço, no Amapá, às margens do rio Cassiporé. A atividade é responsável por impactos ambientais na bacia desse rio, especialmente pela geração e descarte de rejeitos da exploração do ouro, que contém metais pesados, principalmente o mercúrio. Diversos metais como Cd, Cr, Cu, Pb, Zn e Hg foram analisados em água e peixes e os resultados mostraram que os metais Cr e Hg apresentaram concentrações acima do valor máximo permitido pela legislação ambiental e de saúde, tanto em peixes quanto na água do rio. Este resultado representa um nível elevado de contaminação da biota aquática, o que, conseqüentemente, traz riscos para as populações ribeirinhas, devido ao consumo alimentar de água e peixes na bacia do rio Cassiporé.

A questão da mineração artesanal de ouro é abordada também em outros países que compõem a região amazônica, como a Colômbia (Pinedo-Hernández et al., 2015). Os autores estudaram a especiação e biodisponibilidade de mercúrio em sedimentos impactados pela mesma atividade e descrevem, com propriedade, como os sedimentos podem funcionar como fonte ou sumidouro de mercúrio e outros metais nos sistemas aquáticos, por serem o principal local da produção do mercúrio orgânico. Para muitos estudiosos, a determinação das concentrações de metais e sua distribuição nos sedimentos devem ser efetivamente consideradas, uma vez que funcionam como um bom indicador histórico da ação antrópica em uma determinada área.

Partindo da avaliação desse cenário, este trabalho tem o objetivo de investigar os riscos dos impactos relacionados à contaminação química dos recursos hídricos, resultante da atividade de mineração na região do oeste do estado do Pará, fazendo uma comparação com outros trabalhos referentes às atividades de mineração artesanal do ouro (garimpo) realizadas nessa região. O estudo visa a caracterização de matrizes de água superficial, sedimento de fundo e peixes, em termos de análises químicas e físico-químicas de metais (incluindo o mercúrio), visando a contribuir como fonte de informação e embasamento para outros estudos mais aprofundados e tomada de decisões sobre os impactos de atividades garimpeiras, que causam grandes impactos, positivos e negativos, tanto para a economia quanto para o meio ambiente na região amazônica.

Metodologia

A área de estudo está localizada no município de Itaituba, no oeste do estado do Pará (Figura 5), próximo à sede municipal, às margens do rio Tapajós (latitude $-4^{\circ}16'32.02''S$ e longitude $-55^{\circ}58'55.9''W$). O município possui uma área de 62.040,705 km² e uma população de 98.363 habitantes, sendo a densidade demográfica de 1,57 hab/km² (IBGE, 2013).

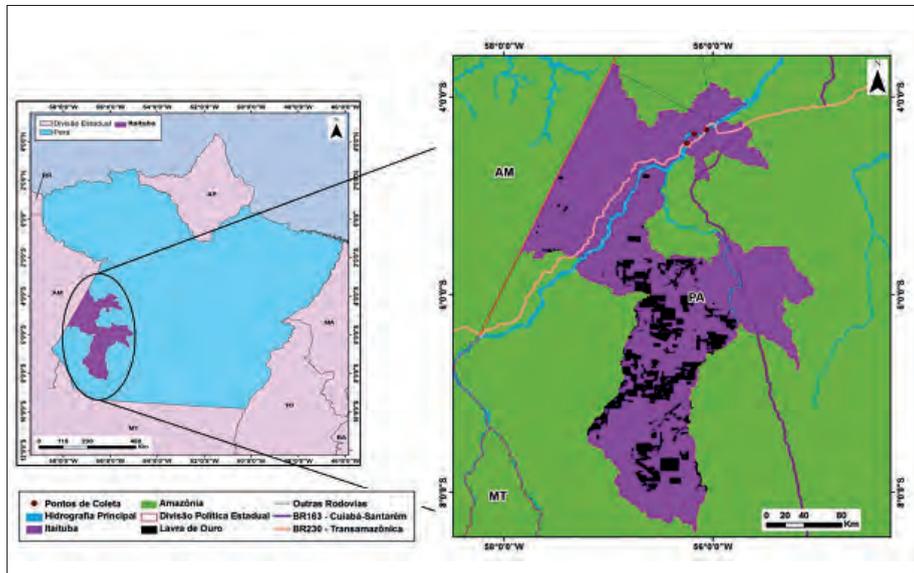


Figura 5. Mapa de localização da área de estudo e pontos de amostragem.

O clima é classificado como de temperatura mínima superior a 18°C e umidade relativa acima de 80% em quase todos os meses do ano. A estação menos chuvosa situa-se entre os meses de julho a novembro, com temperatura média de 28°C (Pontes et al., 2013).

Foram selecionados três pontos (Figura 5) ao longo do rio Tapajós, em Itaituba, cujas coordenadas geográficas estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Localização dos pontos de amostragens no rio Tapajós (Itaituba-PA).

Pontos de amostragem	Longitude (W)	Latitude (S)
A1	056°14'55"	04°26'55"
A2	056°04'44"	04°20'40"
A3	056°04'16"	04°19'43"

Fonte: Base de dados IBGE (2013), MMA, ANA, CENTRAN, Expedição a campo. Elaboração: Ricardo Silva.

Foram coletadas amostras de água superficial, sedimento de fundo e peixes, para avaliação química, especialmente em termos de metais pesados. As amostras de água superficial e sedimento de fundo foram coletadas nos pontos de amostragem apresentados na Figura 5; os peixes foram coletados no mercado municipal de Itaituba. A campanha de amostragem foi realizada no mês de outubro de 2013, no final do período seco da região.

Água - as amostras de água foram coletadas na superfície, em frascos de polietileno, preservadas em meio ácido com solução de HNO₃ (5%) e mantidas sob refrigeração (gelo), para posterior envio aos laboratórios de análises químicas, para determinações das concentrações de metais. Os metais Fe, Mg, Cd, Pb, Cu, Cr, Ca, Zn, e Al foram determinados por meio de espectrofotometria de emissão ótica com plasma induzido (ICO-OES). O mercúrio total (HgT) foi analisado por espectrofotometria de absorção atômica em vapor frio, utilizando o equipamento LUMEX RA – 915+, associado a um reator de pirólise, cujo método possui limite de detecção (LD) de 0,5 ng.L⁻¹. As análises foram realizadas, respectivamente, no Laboratório de Química Analítica (LQA) e no Laboratório de Espectração de Mercúrio Ambiental (LEMA), ambos do CETEM.

Alguns parâmetros físico-químicos das amostras de água foram medidos no campo: pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e condutividade elétrica

foram determinados por meio de equipamentos portáteis, a saber: pH e temperatura – Thermo Electron Corp/Orion 290 A+; oxigênio dissolvido – YSI/55 *Dissolved Oxygen*; condutividade elétrica – Orion modelo 115.

Sedimento de fundo - as amostras de sedimento foram coletadas nos mesmos três pontos das coletas de água, utilizando-se uma draga de Eckman; com a ajuda de uma basqueta e uma pá de material plástico, as amostras foram removidas e acondicionadas em sacos plásticos, devidamente identificadas e mantidas sob refrigeração (isopor com gelo) para envio aos laboratórios de análise, para determinação de metais como: Fe, Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Hg além de MeHg.

No laboratório, as amostras foram secas e maceradas em gral e pistilo de porcelana e classificadas em peneira de malha 0,074 mm, para procedimentos de abertura ácida ou procedimento específico para análise de mercúrio. A determinação dos metais foi realizada através do método analítico ICP-OES (Espectrofotometria de emissão ótica com plasma induzido); Hg foi quantificado por espectrofotometria de absorção atômica em vapor frio, utilizando o equipamento LUMEX RA – 915⁺, associado a um reator de pirólise, cujo método possui limite de detecção (LD) de 0,0005 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e para o MeHg o método utilizado pelo LEMA/CETEM segue o protocolo analítico do Instituto Nacional de Minamata, Japão, cujo limite de detecção é de 0,002 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

Peixes - a coleta dos peixes foi realizada nos principais pontos de vendas de peixes do município de Itaituba. Com base nas informações dos comerciantes de peixes, foram escolhidas as quatro espécies mais consumidas em Itaituba e de cada espécie coletados 10 espécimes, de tamanhos variados. Os indivíduos coletados foram pesados, medidos (comprimento total) e manuseados para retirada de amostras dos músculos (Figura 6).

As amostras de músculos foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificadas e congeladas, para posterior envio ao LEMA/CETEM para quantificação do Mercúrio Total (HgT) e Metilmercúrio (MeHg).

Para a determinação do HgT utilizou-se a mesma técnica de espectrofotometria de absorção atômica com o equipamento LUMEX RA – 915⁺, como nas análises de água. Na determinação de MeHg o método utilizado pelo LEMA/CETEM segue o protocolo analítico do Instituto Nacional de Minamata, Japão, cujo limite de detecção é de 0,002 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

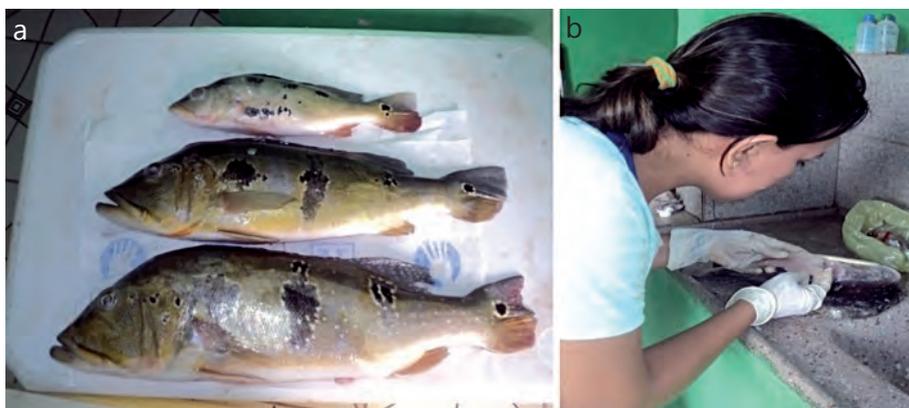


Figura 6. Exemplos de peixes coletados (a); manuseio para retirada de músculo (b).

Resultados e discussão

Os resultados serão apresentados para cada matriz, separadamente e comparados com trabalhos de outros autores na região amazônica.

Amostras de água - as concentrações dos metais nas amostras de água superficial são apresentadas na Tabela 2, na qual também são apresentados os valores de concentração máxima estabelecidos pelo CONAMA 357/2005, para efeito comparativo.

Os rios de águas claras, segundo a classificação de Sioli (1950), são, por definição, rios de águas transparentes, com pouca quantidade de material em suspensão e pH variável entre 4,5 e 7,0. Essa classificação engloba os rios Xingu, Trombetas e Tapajós, que têm origem em terrenos pré-cambrianos e drenam rochas cristalinas dos escudos das Guianas e do Brasil Central. Portanto, muitas características físicas e físico-químicas desses rios têm grande influência do substrato litológico e do regime de erosão local (Silva et al., 2011).

Com base na classificação de Stallard & Edmond (1983), citado por Silva et al. (2011), o rio Tapajós apresenta carga total de cátions (TZ+) entre 0 e 200 $\mu\text{eq.L}^{-1}$, característica de rios que drenam terrenos bastante intemperizados (sedimentos Terciários da bacia central, solos da bacia do rio Negro e regiões similares intemperizados). Estes rios geralmente apresentam águas com elevadas concentrações de Si, Fe, Al, H⁺ e com marcante coloração. Os valores das propriedades físico-químicas apresentados na Tabela 2 estão de acordo com as referidas citações.

Tabela 2. Parâmetros físico-químicos e concentrações dos metais (mg.L^{-1}) nas matrizes de água deste trabalho e valores de referência CONAMA 357/2005.

Parâmetros	Pontos de Amostragem			CONAMA
	A1	A2	A3	
pH	6,77	6,80	6,15	6,0 - 9,0
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	31,1	30,8	31,0	-
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	200	100	200	-
OD (mg.L^{-1})	7,31	7,28	7,48	e" 6,0
Elementos	Concentração (mg.L^{-1})			CONAMA
	A1	A2	A3	
Ca	0,810	0,890	0,870	-
Cd	<0,004	<0,004	<0,004	0,001
Cr	<0,002	<0,002	<0,002	0,050
Cu	<0,005	<0,005	0,010	0,009
Fe	0,150	0,070	0,130	0,300
Mg	0,550	0,590	0,580	-
Pb	<0,007	<0,007	<0,007	0,010
Al	0,600	0,300	0,440	0,100
Zn	0,010	0,004	0,004	0,180
Hg	nd	nd	nd	0,0002

nd - não detectado pelo método de espectrofotometria de absorção atômica em vapor frio.

Em termos de qualidade química das amostras de água, os resultados mostram que a maioria dos metais analisados está em conformidade com a resolução ambiental (CONAMA 357), porém Cd, Al e Zn encontram-se em concentrações acima dos valores permitidos.

O metal Cd apresentou concentração de $0,004 \text{ mg.L}^{-1}$, quatro vezes maior do que o limite permitido pela legislação ambiental. O cádmio é considerado um metal pesado, assim como o mercúrio, e além de ser tóxico, tem a tendência de se acumular no organismo, podendo causar diversos tipos de doenças.

Para o alumínio foram encontradas concentrações na faixa de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$, acima do nível máximo considerado pelo CONAMA que é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Miranda et al. (2009) relatam que o Al geralmente apresenta-se ligado aos argilominerais em suspensão originados em processos de intemperismo de rochas, como o mineral caulinita, considerado o principal contribuinte de Al na região amazônica.

O zinco, com $0,270 \text{ mg.L}^{-1}$ também apresentou concentração superior à permitida, que é de $0,180 \text{ mg.L}^{-1}$. A presença de zinco na água resulta, na maioria das vezes, de processos erosivos. Quanto às fontes, está ligado a muitos argilo-minerais e pode ainda ser proveniente de fontes antropogênicas, como a agricultura (micronutriente em fertilizantes) e a mineração.

Miranda et al. (2009) avaliaram a qualidade da água do rio Tapajós, próximo à cidade de Santarém, e identificaram concentrações médias de Al e Fe de, respectivamente, $0,280$ e $0,565 \text{ mg.L}^{-1}$, superiores às definidas como máxima pelo CONAMA 357/05. Este fato deve-se, possivelmente, às características geoquímicas da região. Os demais metais analisados (Pb, Zn, Cd, Co, Cu, Ni e Cr) apresentaram concentrações abaixo da estabelecida pela portaria.

Concentrações elevadas de Cd, Al e Zn também foram encontradas por Castilhos et al. (2011) – Projeto AquaRios – em amostras de água coletadas no rio Tapajós (Itaituba), com valores médios de $0,240 \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$ (Cd), $0,252 \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$ (Al) e $10,9 \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$ (Zn).

Lima (2013) avaliou a qualidade da água do rio Cassiporé, no Amapá, próximo à região garimpeira do Lourenço, e encontrou valores acima do permitido pela legislação ambiental para quase todos os metais analisados (Cd, Cr, Cu, Pb e Hg), tanto para a estação seca quanto para a chuvosa. Apenas Cu e Pb apresentaram concentrações estatisticamente diferentes entre as estações, sendo mais elevadas na estação das chuvas. Ainda como resultado desse trabalho, apenas o Zn não apresentou variação de concentração nas duas estações, com valor médio de $0,149 \text{ mg.L}^{-1}$, abaixo do valor máximo estabelecido, que é de $0,180 \text{ mg.L}^{-1}$.

Para o mercúrio, a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde estabelece um valor máximo para consumo humano, de $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$. As amostras coletadas registraram valores menores que $0,5 \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$ (limite de detecção do método utilizado), estando abaixo do valor preconizado pela portaria. Para Lacerda & Malm (2008), amostras de água podem apresentar baixas concentrações de Hg, porque este metal tende a sedimentar, quando associado ao material particulado em suspensão; já o mercúrio dissolvido apresenta maior biodisponibilidade, podendo ser mais facilmente incorporado pela biota aquática. Dessa forma, a sedimentação do material particulado pode explicar os níveis reduzidos de mercúrio encontrados neste trabalho.

Telmer et al. (2006) encontraram concentrações significativas de mercúrio, de até $28 \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$ em águas superficiais próximas à reserva garimpeira do Tapajós. Esses valores são considerados elevados, por tratar-se de águas diretamente afetadas pelas operações do garimpo. Os autores concluíram que as elevadas concentrações de Hg devem-se à grande quantidade de material suspenso na coluna d'água, provenientes da dragagem de sedimentos ou desmonte de barrancos durante as operações de lavra.

O mercúrio tem grande possibilidade de ser adsorvido em partículas sólidas, e estas permanecem em suspensão ou sedimentam lentamente, em zonas de baixas vazões (Lima, 2013). A mesma constatação foi feita por Nevado et al. (2010), ao estudarem as quantidades de mercúrio presentes na bacia do rio Tapajós, afirmaram que a maior parte do mercúrio encontrado na coluna d'água desse rio está associado às quantidades de material particulado fino, que representa de 40 a 80% da carga total de sedimento em suspensão.

Com relação ao metilmercúrio, poucos trabalhos na literatura relatam a sua quantificação em água, devido às baixas concentrações. Roulet et al. (2000) encontraram valores de concentração de MeHg próximos ou abaixo do limite de detecção ($0,02 \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$) do método utilizado; e mencionam, ainda, que para esse tipo de matriz a concentração de MeHg não chega a ultrapassar 5% da concentração total de HgT. Todavia, em áreas de igapó e onde havia presença de macrófitas flutuantes foram determinadas quantidades significativas de metilmercúrio, na faixa de $(0,07-0,24) \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$.

Bisinoti, Junior & Jardim (2007) encontraram valores de Hg na faixa de $(0,3-29,1) \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$ e de MeHg entre $(0,01-1,63) \times 10^{-6} \text{ mg.L}^{-1}$, na bacia do rio Negro. Estes valores de mercúrio orgânico, segundo os autores, podem ser explicados pelo alto teor de matéria orgânica encontrado nestes locais e o meio ácido característico de rios de águas pretas, como o rio Negro. Diferentemente, os rios de águas claras, como o rio Tapajós, geralmente carregam pouco material em suspensão e apresentam pH na faixa levemente ácida, conforme observado neste trabalho (Tabela 2).

Finalmente, vale ressaltar que, mesmo em concentrações reduzidas em águas naturais, a presença do mercúrio é preocupante, por ser considerado um metal tóxico, ainda que em baixas concentrações, e por apresentar maior risco de bioacumulação na biota e nos seres humanos (Miranda et al., 2009).

Sedimento - na Tabela 3 estão apresentados os resultados das concentrações de metais e MeHg nas amostras de sedimento coletadas no rio Tapajós. Com base na diretriz norte-americana, desenvolvida pela Administração Federal de Qualidade de Água dos Estados Unidos, adotada pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (EPA) em 1973/1995, em termos de poluição ambiental, os sedimentos são classificados em não poluídos, moderadamente poluídos e muito poluídos (Tabela 3). Uma comparação entre os valores de concentrações de metais obtidas neste trabalho e os critérios da EPA indicam que as amostras de sedimento coletadas no rio Tapajós não apresentaram concentrações de metais que representem riscos ecológicos, conforme mostrado na Tabela 3.

Tabela 3. Concentrações de metais nas amostras de sedimento e valores de referência para classificação de poluição em sedimentos (EPA, 1995) - (Valores em $\mu\text{g.g}^{-1}$).

Elemento	Deste trabalho			EPA (1995) - Controle		
	A1	A2	A3	NP (limite)	Mod. P.	MP (>)
Cd	<0,30	<0,30	<0,30	-	-	-
Cr	16,9	7,20	50,0	25	25 – 75	75
Cu	5,50	<2,00	14,0	25	25 – 50	50
Fe	6.800	5.000	29.000	17.000	17.000 - 25.000	25.000
Pb	10,0	5,50	13,0	40	40 – 60	60
Zn	15,5	10,2	39,1	90	90 – 200	200
Mg	438,0	272,0	2.600	-	-	-
Ca	108,0	<2,00	1.800	-	-	-
Al	27.000	14.000	73.000	-	-	-
Hg	0,0235	0,0099	0,0365	-	-	-
MeHg	0,0155	nd	0,0246	-	-	-
MeHg/Hg (%)	66,0	-	67,4	-	-	-

NP: não poluído; Mod. P.: moderadamente poluído; MP: muito poluído.

Para as amostras A1 e A2, as concentrações dos metais analisados apresentam-se abaixo da concentração crítica para considerar um sedimento como poluído. É interessante mencionar que esses pontos, especialmente o A1, são mais próximos da sede do município de Itaituba, onde há a contribuição de rejeitos das atividades urbanas. Para as amostras coletadas no ponto A3, mais distante da sede municipal e mais próxima de áreas de garimpo, nota-se que a maioria dos metais tem concentração mais elevada do que nos pontos A1 e A2. Destaque

especial é dado para o Cr e Fe, que caracterizam o sedimento como moderadamente e muito poluído, respectivamente.

Segundo Fonseca (2008), o acúmulo elevado de matéria orgânica nos sedimentos é um fator determinante nos processos geoquímicos no ambiente, da mesma forma que as alterações nas condições físico-químicas nesse ambiente favorecem a liberação de quantidades significativas de metais para serem assimilados pelos organismos aquáticos.

Para o mercúrio, as concentrações de HgT encontradas foram da ordem de $0,035 \mu\text{g.g}^{-1}$, próximos ao *background* referido para rios amazônicos não contaminados (Siqueira & Aprile, 2012) e similares a concentrações encontradas na Formação Barreiras, de $0,041 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Vilhena et al., 2003).

Silva (1997) relatou concentrações elevadas do metal em sedimentos do rio do Rato ($0,230 \mu\text{g.g}^{-1}$) e de seus afluentes ($1,60 \mu\text{g.g}^{-1}$), ambos pertencentes à bacia do rio Tapajós, para amostras coletadas em locais próximos às áreas de extração de ouro.

Mascarenhas et al. (2004) encontraram valores médios de concentração de mercúrio, de $0,058$ e $0,048 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente, em sedimentos do rio Acre e dos seus afluentes, em áreas distantes da influência de garimpo de ouro. Este rio possui características muito semelhantes às do rio Tapajós, por ser classificado também como rio de águas claras.

O metilmercúrio em sedimentos foi detectado em dois dos três pontos de amostragem avaliados neste trabalho. O maior valor encontrado foi de $0,0246 \mu\text{g.g}^{-1}$, muito abaixo dos valores médios encontrados por Bisinoti, Júnior & Jardim (2007) em sedimentos da bacia do rio Negro, que variaram de $0,190$ a $3,76 \mu\text{g.g}^{-1}$; e por Guimarães (2009), que relata concentrações na faixa de $0,840$ a $1,40 \mu\text{g.g}^{-1}$ no rio Madeira. Segundo o autor, estes valores estão dentro dos níveis atribuídos pela literatura para a região Amazônica. Um contraponto é apresentado por Nevado et al. (2010), que registraram valores muito baixos ($5 \times 10^{-7} \mu\text{g.g}^{-1}$) de metilmercúrio em sedimentos de lagos na bacia do rio Tapajós.

Segundo Lacerda & Pfeiffer (1992), as concentrações de mercúrio nos sedimentos de rios da Amazônia, longe de áreas de garimpo de ouro, variam naturalmente entre $0,020$ e $0,100 \mu\text{g.g}^{-1}$; já em rios contaminados por resíduos da atividade garimpeira foram registradas concentrações entre $0,500$ e $4,00 \mu\text{g.g}^{-1}$, podendo chegar até $19,80 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Apesar dos resultados deste trabalho demonstrarem que as concentrações de mercúrio nos sedimentos amostrados no rio Tapajós encontram-se reduzidas, esses valores ainda são bastante representativos. Bastos & Lacerda (2004), ao estudarem os níveis de Hg na bacia do rio Madeira, ressaltaram que embora as atividades de mineração de ouro tenham sofrido uma redução significativa a partir dos anos 1990, as quantidades de mercúrio lançadas no ambiente amazônico nas décadas de 1970 e 1980 permanecem distribuídas em diferentes compartimentos bióticos e abióticos. Esse mercúrio é passível de incorporação biológica, podendo comprometer seriamente a biota aquática e a saúde da população amazônica.

Na Tabela 5 são apresentados valores de concentração de mercúrio total em sedimentos determinados por vários autores, em diferentes áreas da região amazônica. Nota-se uma grande variação nas concentrações do Hg total nos sedimentos, certamente dependente da localização do ponto de coleta em relação às atividades humanas, especialmente garimpos de ouro e do período climático da amostragem.

Tabela 5. Concentração de mercúrio em sedimentos de rios na região amazônica.

Localização	HgT ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Referência
Rio Madeira (RO)	0,030 - 0,350	Malm, 1998
Rio Madeira (RO)	0,030 - 0,120	Bastos et al., 2006
Rio Tapajós	0,00001 – 0,00014	Lacerda e Pfeifer, 1992
Rio Tapajós	0,0005 - 0,0021	Roulet et al., 1998
Rio Tapajós - Itaituba (PA)	0,034 - 0,104	Castilhos et al., 2011
Rio Negro	0,070 - 0,270	Bisinoti, Júnior & Jardim, 2007
Rio Teles Pires (MT)	0,0048 - 0,041	Castilhos et al., 2011
Região Mojana (Colômbia)	0,196-1,20	Pinedo-Hernández et al., 2015

Peixes - as informações sobre os espécimes coletados estão apresentadas na Tabela 6, com os respectivos valores médios de concentrações de mercúrio e metilmercúrio.

Para os peixes coletados, as concentrações de mercúrio apresentaram grandes variações entre as espécies de hábitos carnívoros e onívoros. As espécies carnívoras apresentaram concentrações de mercúrio total mais elevadas, acima de $0,500 \mu\text{g.g}^{-1}$, com cerca de 63% do mercúrio estando na forma metilada.

Tabela 6. Características das espécies de peixes coletadas em Itaituba/2013.

Nome popular	Nome científico	N	Peso Médio (g)	Comp. Médio (cm)	HgT ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) MD \pm DP	MeHg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) MD \pm DP
Tucunaré (C)	<i>Cichla sp.</i>	10	1022,5	37,5	0,953 \pm 0,595	0,595 \pm 0,512
Pescada branca (C)	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	10	477	34,3	0,534 \pm 0,182	0,345 \pm 0,230
Piau (O)	<i>Leporinu ssp.</i>	10	302	26	0,104 \pm 0,050	0,0604 \pm 0,025
Jaraqui (O)	<i>Semaprochilodus sp.</i>	10	365	24,5	0,062 \pm 0,017	0,033 \pm 0,007

N - número de espécimes; MD - média; DP - desvio padrão.

Para os espécimes do gênero *Cichla sp.* (tucunaré), foram observados níveis elevados de mercúrio total ($0,953 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e de metilmercúrio ($0,595 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), com o segundo composto apresentando níveis cerca de 20% acima do limite permitido pela Organização Mundial de Saúde (OMS), que é de $0,500 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Para as amostras das espécies de hábitos onívoros (piau e jaraqui), os valores de concentração de HgT e MeHg apresentaram-se bem abaixo do limite máximo permitido, com cerca de 58 e 53% da concentração total de mercúrio composta, respectivamente, pelo MeHg.

A principal via de assimilação do metilmercúrio pelos seres humanos é por meio do consumo de pescado, por isso o interesse em se pesquisar as concentrações de metilmercúrio em peixes, sobretudo na região amazônica, onde há influência das atividades garimpeiras e grande parte da população tem preferência alimentar por peixes.

Os valores de mercúrio registrados neste trabalho demonstraram que as concentrações de metilmercúrio nos peixes da região do Tapajós ainda predominam nas espécies carnívoras, como relatam outros autores (Lacerda & Pfeiffer, 1992; Bidone et al., 1997; Castilhos et al., 1998; Santos et al., 2000). Este fato pode ser confirmado pela capacidade que têm os peixes carnívoros de acumular maiores concentrações de mercúrio, especialmente o metilmercúrio, ao longo da cadeia alimentar aquática, por ocuparem níveis tróficos mais elevados. O processo de bioacumulação de mercúrio nos peixes está relacionado à dificuldade de eliminação desse composto pelo organismo, devido à sua maior afinidade aos grupos tióis das proteínas, peptídeos e aminoácidos (Wasserman, Hacon & Wasserman, 2001).

Na literatura, vários estudos mencionam concentração de mercúrio com valores semelhantes aos obtidos neste trabalho. Como exemplo, Santos et al. (2000) identificaram concentração média de $0,634 \mu\text{g.g}^{-1}$ de mercúrio em peixes carnívoros na região do Tapajós; e Lebel et al. (1997) encontraram valores médios elevados, de $0,511 \mu\text{g.g}^{-1}$, para os mesmos tipos de peixes, também no Tapajós.

Bastos & Lacerda (2004) determinaram valores médios de concentração de mercúrio na bacia do rio Madeira, entre os anos de 1996 e 2000, e chegaram a $0,680 \mu\text{g.g}^{-1}$ para peixes carnívoros. Já Bidone et al. (1997) encontraram valores médios de $0,420 \mu\text{g.g}^{-1}$ em peixes carnívoros do rio Tapajós, estando próximo do limite permitido pela OMS.

Amaro et al. (2014), em pesquisa realizada no Mercado do Ver-o-Peso, em Belém, registraram valor máximo de mercúrio total de $0,800 \mu\text{g.g}^{-1}$ em peixes carnívoros, demonstrando também os altos níveis do metal em peixes da região amazônica. Valor semelhante foi determinado por Bastos et al. (2008), que registraram concentrações de $0,900 \mu\text{g.g}^{-1}$ de mercúrio total em peixes do rio Madeira. Lima (2013) relata concentrações de Hg acima do limite permitido em peixes coletados na bacia do rio Cassiporé, em região de garimpo, porém não houve diferença estatística nas concentrações do metal entre espécies carnívoras e onívoras.

Vale ressaltar que as concentrações de mercúrio total encontradas nas espécies amostradas neste trabalho são valores médios de apenas alguns indivíduos que foram coletados no período de estiagem da região, destacando que é possível ocorrer variações nos níveis de mercúrio em diferentes épocas do ano.

Dentre as espécies estudadas neste trabalho, o tucunaré apresentou maior concentração de mercúrio, cerca de 20% acima do limite máximo permitido pela OMS. Da mesma forma, Lima et al. (2000) encontraram concentração de mercúrio de $0,878 \mu\text{g.g}^{-1}$ em tucunarés na região de Santarém-PA. Santos et al. (2000) relatam valores máximos de $0,610 \mu\text{g.g}^{-1}$ em tucunarés no município de Itaituba, o que demonstra a afinidade dessa espécie com o mercúrio. Com base no estudo de Passos et al. (2007), o tucunaré é um dos peixes carnívoros que apresenta maiores taxas de mercúrio em seu organismo, devido à sua capacidade de acumular o metal na cadeia alimentar aquática. Esses resultados são corroborados por Lopes (2008), em pesquisa desenvolvida no rio Negro, na qual foram determinados valores de $0,690 \mu\text{g.g}^{-1}$ de mercúrio nessa espécie.

Por outro lado, as concentrações de mercúrio para peixes onívoros encontraram-se reduzidas e abaixo do limite permitido pela legislação, evidenciando menor toxicidade de mercúrio nas espécies estudadas. As quantidades de mercúrio encontradas foram de $0,104 \mu\text{g.g}^{-1}$ de mercúrio total e $0,060 \mu\text{g.g}^{-1}$ de metilmercúrio no piau, que apresentou níveis mais elevados; as amostras de músculo de jaraqui apresentaram médias reduzidas, tanto para mercúrio total como para metilmercúrio, apresentando valores de $0,062$ e $0,033 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente.

Brabo et al. (1999) pesquisando os níveis de mercúrio em peixes consumidos por uma comunidade indígena no município de Jacareacanga/PA, encontrou valores médios das concentrações de mercúrio em peixes onívoros de $0,112 \mu\text{g.g}^{-1}$. Valores estes próximos dos valores encontrados neste trabalho. Da mesma forma que Castilhos, Bidone e Lacerda (1998) registraram valores médios em peixes não carnívoros de $0,062 \mu\text{g.g}^{-1}$ na região do Tapajós.

Ressalta-se que apesar deste trabalho dar maior ênfase para os níveis de metilmercúrio por ser mais tóxico nos peixes e apresentar maior risco à saúde humana, os valores de mercúrio total também foram representativos por apresentarem relevância para as análises das concentrações de mercúrio nos peixes. Logo, os valores registrados neste trabalho servem de alerta contra os perigos à saúde das populações que consomem peixes da região amazônica, principalmente as comunidades ribeirinhas, que não tem muita opção de variação em sua dieta alimentar.

Kuno (2003) encontrou valores elevados de mercúrio total em peixes carnívoros, da ordem de $0,800 \mu\text{g.g}^{-1}$, na bacia do Alto Pantanal, no estado do Mato Grosso, semelhante à concentração média reportada nesse trabalho, que foi de $0,953 \mu\text{g.g}^{-1}$ no carnívoro tucunaré. Amaro et al. (2014), em uma pesquisa recente no Mercado do Ver-o-Peso de Belém do Pará, também registraram valor máximo de mercúrio total em carnívoros de $0,800 \mu\text{g.g}^{-1}$; valor semelhante foi apresentado por Bastos et al. (2008), que determinaram concentrações de $0,900 \mu\text{g.g}^{-1}$ de mercúrio total em peixes do rio Madeira.

Vale ressaltar que as concentrações de mercúrio total encontradas nas espécies amostradas neste trabalho são valores médios de apenas alguns indivíduos que foram coletados no período de estiagem da região, ressaltando que é possível haver variações nos níveis de mercúrio em diferentes épocas do ano.

Para efeito de comparação, foram encontrados outros valores de concentrações de mercúrio em bacias de diversas regiões do país. Ferreira (2006) encontrou valores muito baixos ($0,025 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de mercúrio em peixes carnívoros, como o robalo (*Centropomus* sp.), na Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ). Lopes (2012) registrou valor máximo de $0,069 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de mercúrio em peixes carnívoros do rio Jaguaribe, no estado do Ceará. Esses resultados comprovam que os níveis de mercúrio nos peixes do Tapajós, sobretudo nos carnívoros, são elevados e acima dos limites permitidos pela legislação, mesmo depois do período das grandes operações de extração de ouro na região.

Considerações finais

As análises dos parâmetros químicos e físico-químicos deste estudo foram realizadas apenas para caracterizar o ambiente, não havendo grandes variações, mantendo-se dentro dos padrões estabelecidos pela legislação. As concentrações de mercúrio nas amostras de água não apresentaram valores significativos, uma vez que as concentrações de mercúrio total estavam abaixo do limite de detecção ($0,0005 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) e do valor máximo estabelecido pela legislação, indicando baixos índices de concentração de mercúrio nos pontos amostrados.

O período da vazante contribuiu para a baixa concentração de matéria orgânica, mesmo apresentando elevação nos teores de alguns metais, como o Cd, Al e Zn, o que pode ser atribuído às características geológicas da região, assim como à incidência de efluentes contendo resíduos agrícolas ou da mineração.

Para as amostras de sedimentos, os metais analisados também apresentaram níveis reduzidos, com exceção do Fe, que indicou teores elevados, provavelmente devido à geologia da região e ao descarte de efluentes em áreas próximas do rio, além de outros fatores. Os níveis de mercúrio total e metilmercúrio, mantiveram-se, igualmente, em concentrações reduzidas, inclusive abaixo dos níveis encontrados em outros trabalhos realizados na região do Tapajós.

Para as amostras de peixes, os maiores níveis de mercúrio foram encontrados nas espécies de hábitos carnívoros, principalmente nos tucunarés, com concentrações superiores à determinada como limite pela OMS ($0,500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), o que serve de alerta para a população da

região do Tapajós, que usualmente consome peixes na sua dieta alimentar. Os peixes onívoros apresentaram concentrações reduzidas de mercúrio, portanto, são os mais indicados para o consumo da população ribeirinha, o que poderá reduzir os riscos de contaminação por mercúrio via alimentação humana.

Finalmente, apesar deste estudo constatar baixos níveis de concentração de mercúrio nas amostras de água superficial, de sedimentos de fundo e de peixes, ressalta-se que o mercúrio é a principal fonte de contaminação resultante das atividades garimpeiras, portanto, é importante que outras pesquisas sejam realizadas, para avaliação dos níveis de mercúrio e outros metais na região, evitando possíveis impactos às populações expostas à contaminação na região do rio Tapaós.

Recomendações

A partir destes resultados, sugere-se que outras pesquisas sejam realizadas na região amazônica, para a verificação dos níveis de metais pesados nos compartimentos bióticos e abióticos, principalmente em áreas próximas de garimpos, como a região do Tapajós, que é considerada exposta à contaminação por mercúrio. É importante, ainda, que seja realizado um monitoramento continuado e de longo prazo dos níveis desses metais e do metilmercúrio na região, abrangendo os períodos de estiagem e chuvoso, para que se tenha estimativas reais e precisas das concentrações de mercúrio nos rios amazônicos, especialmente aqueles próximos às áreas de garimpo de ouro.

A disseminação das informações sobre as concentrações mais elevadas de metilmercúrio em peixes carnívoros poderá auxiliar na orientação de uma dieta alimentar baseada, preferencialmente, em peixes de diferentes hábitos alimentares (não carnívoros), visando à redução de riscos de contaminação por mercúrio via alimentação humana.

Evidencia-se, portanto, a necessidade de pesquisas sobre outros metais pesados presentes em peixes da região, pois, assim como o mercúrio, podem ter efeito bioacumulativo, com riscos de contaminação dos cursos d'água, sedimentos de fundo e peixes por meio de efluentes e rejeitos, tanto da atividade garimpeira de ouro, quanto de outras atividades antrópicas na região do Tapajós.

Referências

- Amaro, C. S. O. et al. 2014. Concentração mercúrio total (Hg-T) em peixes comercializados em diferentes períodos sazonais no Mercado do Ver-o-Peso, Belém, Estado do Pará, Brasil. **Rev. Pan-Amaz. Saúde**, 5(1): 53-60.
- Barp, A. R. B. 2004. A água doce na Amazônia ontem e hoje: o caso do Pará. In: Uhly, S. & Souza, E. L. de (Orgs.). **A Questão da água na Grande Belém**. Belém, p.74.
- Bastos, W. R. et al. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon. **Science Total Environment**, 368: 344-351.
- Bastos, W. R.; Lacerda, L. D. 2004. A contaminação por mercúrio na bacia do rio Madeira: uma breve revisão. **Geochim. Brasil**, 18(2): 99-114.
- Bastos, W. R. et al. 2008. Um estudo descritivo do mercúrio em peixes da bacia do rio Madeira, Amazônia, Brasil. **Acta Amaz.**, 38(3): 431-438.
- Bidone, E. D. et al. 1997. Fish contamination and human exposure to Mercury in the Tapajos River Basin, Para State, Amazon, Brazil: a screening approach. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 59: 194-201.
- Bisnoti, M. C.; Júnior, E. S.; Jardim, W. F. 2007. Seasonal Behavior of Mercury Species in Waters and Sediments from the Negro River Basin, Amazon, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, 18(3): 39-45.
- Bitencourt, M. A.; Amodeo, N. B. P. 2008. Garimpo e cooperativas: a incompatibilidade entre dois mundos. Identidade, valores e Governança das cooperativas. In: **Anais do Encontro de Pesquisadores Latino-Americanos de Cooperativismo**, Ribeirão Preto, p. 5.
- Brabo, E. S. et al. 1999. Níveis de mercúrio em peixes consumidos pela comunidade indígena de Sai Cinza na Reserva de Munduruku, município de Jacareacanga, Estado do Pará, Brasil. **Cad. Saúde Pública**, 15(2): 325-331.
- Braga, P. F. A.; Araujo, R. V. V. 2007. Ensaio de amalgamação em tambor rotativo. In: Sampaio, J. A.; França, S. C. A.; Braga, P. F. A. (Eds.). **Tratamento de minérios - práticas laboratoriais**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 570 p. il.
- Castilhos, Z. et al. 2011. Caracterização das águas superficiais e teores de mercúrio em sedimentos e em peixes. In: Buckup, P. A.; Castilhos, Z. C. (Eds.). **Ecorregião aquática Xingu-Tapajós**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 248 p. il.
- Castilhos, Z. C.; Bidone, E. D.; Lacerda, L. D. 1998. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajos River Region, Para State, Amazon. **Bulletin of Environmental and Toxicology**, 61: 202-209.
- CONAMA-Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 (17/03/2005)**. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005.
- DNPM-Departamento Nacional de Produção Mineral. **Sumário Mineral**. Belém, 1999.
- DNPM-Departamento Nacional de Produção Mineral. **Informe Mineral 1º/2014**. Brasília, DF: DIPLAM/Ministério das Minas e Energia, 2014. Disponível em: <www.dnpm.gov.br>. Acesso em: 10/02/2015.

- Farid, L. H. et al. 1992. **Preliminary diagnosis of the environmental impacts caused by gold prospecting in Alta Floresta-MT - a case study**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 185p. (Série Tecnologia Ambiental 2),
- Fernandes, F. R. C. et al. 2011. A Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós na Amazônia: abordagem demográfica, econômica e social. In: Backup, P. A.; Castilhos, Z. C. (Ed.). **Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 248 p.
- Ferreira, M. S. 2006. **Contaminação mercurial em pescados capturado na Lagoa Rodrigo de Freitas – Rio de Janeiro**. 100p. Dissertação (Mestrado em Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- Fonseca, E. M. 2008. **Dinâmica geoquímica dos metais pesados na Lagoa Rodrigo de Freitas – RJ: bioassessibilidade e biodisponibilidade para bactérias**. 158p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- Guimarães, E. C. 2009. **Avaliação dos níveis basais de mercúrio na área de influência da UHE Jirau – rio Madeira/Amazônia**. 91p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Saúde) – Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Cidades**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=150360&search=para%7aituba>> Acesso em: 05/10/ 2013.
- Kuno, R. 2003. **Avaliação da contaminação por mercúrio em peixes no Alto Pantanal - Mato Grosso – Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lacerda, L. D.; Malm, O. 2008. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, 22(63): 173-190.
- Lacerda, L. D.; Pfeiffer, W. C. 1992. Mercury from Gold Mining in the Amazon Environmental: an overview. **Química Nova**, 15(2): 15-25.
- Lacerda, L. D.; Salomons, W. 1992. **Mercúrio na Amazônia: uma bomba relógio química?** Rio de Janeiro: CETEM/CNPq.
- Lebel, J. et al. 1997. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. **Water, Air and Soil Pollution**, 97: 31-44.
- Lima, A. P. S. et al. 2000. Mercury Contamination in Fish from Santarem, Para, Brazil. **Environmental Research**, 83: 117-122.
- Lima, D. P. 2013. **Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do rio Cassiporé, estado do Amapá, Amazônia, Brasil**. 147p. Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Federal do Amapá, Macapá.
- Lopes, R. J. 2008. Mar de Mercúrio. **Pesquisa FAPESP**, 143: 52-61.
- Lopes, D. N. M. 2012. **Mercúrio total em peixes do rio Jaguaribe – jusante do dique de Itaiçaba/CE**. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

Malm, O. 1998. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, 77: 73-78.

Martins, R. V. et al. 2004. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, 27(5): 31-41.

Mascarenhas, A. F. S. et al. 2004. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Brasil. **Acta Amazonica**, 34(1): 61-68.

Miranda, R. G. et al. 2009. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia – Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Ambiente & Água**, 4(2): 75-92.

Nevado, J. J. et al. 2010. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon. **Environment International**, 4(2): 593-608.

Passos, C. J. S. et al. 2007. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. **Science of the Total Environment**, 373: 68-76.

Pinedo-Hernández, J.; Marrugo-Negrete, J.; Díez, S. 2015. Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. **Chemosphere**, 119: 289-1295.

Pontes, M. L. C. et al. 2013. Balanço hídrico para a cidade de Itaituba. **Anais do XVIII Congresso Brasileiro de Agrometeorologia**, Belém.

Rodrigues, R. M. et al. 1994. **Estudos de impactos ambientais decorrentes do extrativismo mineral e poluição mercurial no Tapajós – pré-diagnóstico**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 200p. (Série Tecnologia Ambiental, 4).

Roulet, M. et al. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. **The Science of the Total Environment**, 261.

Roulet, M. et al. 1998. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter do Chão formation of the lower Tapajós river valley, Para state, Brazil. **Science Total Environment**, 223: 1-24.

Santos, L. S. N. et al. 2000. Evaluation of total Mercury concentrations in fish consumed in the municipality of Itaituba, Tapajós river basin, Para, Brazil. **The Science of the Total Environmental**, 261: 1-8.

Silva, A. P. 1997. **Projeto Itaituba: Programa de Desenvolvimento de Tecnologia Ambiental**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 66p. (Série Tecnologia Ambiental, 18).

Silva, L. M. et al. 2011. Correlação de indicadores de matéria orgânica em rios da região Amazônica. In: **Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química**, 34.

Silva, M.S.R. et al. 2011. Química das águas de superfície dos rios da bacia amazônica: uma contribuição para classificação de acordo com seus usos preponderantes. In: **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Maceió.

Siqueira, G. W.; Aprille, F. M. 2012. Distribuição de mercúrio total em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica-Brasil. **Acta Amazonica**, 42(2): 259-268.

- Souza, J. R.; Barbosa, A. C. 2000. Contaminação por mercúrio e o caso da Amazônia. **Química Nova na Escola**, 12(12).
- Telmer, K. et. al. 2006. The source and fate of sediment and Mercury in the Tapajos River, Brazilian Amazon: ground – and space-based evidence. **J. Environ. Management**, 81: 101-13.
- USEPA-United States Environmental Protection Agency. 1995. **Guidance for sampling and analysis of sediments, water, and tissues for dredged material evaluations**. Standards and Applied Science Division, US.
- Vilhena, M. P. S. P. 2003. Mercúrio em sedimentos de mangues, caranguejos (*Ucides cordatus*) e cabelos humanos em torno dos manguezais do nordeste do Pará. **Geochim. Brasil**, 17 (2): 121-129.
- Villas Bôas, H. C. 2011. **A indústria extrativa mineral e a transição para o desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT/CNPq, 108p.
- Wasserman, J. C.; Hacon, S. S.; Wasserman, M. A. 2001. O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. **Mundo e vida**, 2: 46-53.

Análise dos efeitos de chuvas severas no processo de alagamento e inundação em uma bacia urbana submetida à influência de maré na cidade de Belém, Pará

Flávio Augusto Altieri dos Santos, Edson José Paulino da Rocha &
Aline Maria Meiguins de Lima

RESUMO

Historicamente, a cidade de Belém padece com problemas de alagamentos e inundações decorrentes de eventos de precipitações severas, principalmente durante o período mais chuvoso na região amazônica. Em vista disso, este capítulo apresenta resultados de um estudo sobre o comportamento de uma bacia hidrográfica urbana sob as condições de chuva severa e influência de maré. Para tanto, utilizou-se modelo hidrológico capaz de simular o volume de escoamento superficial e a vazão de pico do canal de drenagem, assim como o seu comportamento em relação a um modelo digital de elevação do terreno. Os resultados indicam que as características topográficas plana da bacia, associada às condições de maré alta do rio Guamá, potencializam as ocorrências de alagamentos e inundações.

Introdução

Os eventos naturais extremos que mais repercutem nas atividades humanas são os de natureza climática. Embora sejam fenômenos naturais, a ação do homem ocupando as áreas de planícies localizadas nas margens dos rios, ao longo do tempo, tem contribuído para a maior frequência, intensidade e expansão areolar desses eventos (Brandão, 1992, 2001).

Historicamente, as cidades amazônicas localizam-se às margens dos rios. No contexto local, a cidade de Belém evidencia esta configuração, sendo margeada pelo Rio Guamá e pela Baía do Guajará a uma altitude média de aproximadamente 10 m acima do nível do mar. Até meados do século XX, morar na capital do estado do Pará, nas proximidades da orla do rio Guamá e da baía do Guajará era quase impossível, não só em virtude das chuvas que inundavam grande parte dessa área, como

também devido aos alagamentos frequentes, influenciados pelo regime de marés desses rios, que adentravam pelos inúmeros igarapés, tornando a parte mais baixa da cidade uma extensão desses cursos d'água.

Segundo o Boletim SESP (Brasil, 1943), em decorrência deste problema recorrente, à época, essa área tornou-se propícia às endemias, como ocorreu na primeira metade do século XX, quando foi registrado um grande surto de malária na região. Com o objetivo de solucionar o problema das enchentes nas áreas mais baixas da cidade, foram realizadas várias obras e diques de contenção, para evitar o avanço das águas fluviais na área urbana, entretanto, este problema se mantém até os dias atuais. Segundo dados do Plano Diretor Urbano de Belém (PDU), a concentração de grande parte da população ocorre onde a altitude da porção continental situa-se em áreas de cotas inferiores ou iguais a 4 m, tradicionalmente conhecidas por "baixadas".

Por esse motivo, essas áreas sofrem influência das marés, o que lhes impõe a condição de ocupar terrenos alagados permanentemente ou sujeitos a inundações periódicas. O surgimento dessas áreas periféricas acentua a tendência à concentração da pobreza, devido à necessidade de ampliação das redes de infraestrutura, à dificuldade de acesso aos equipamentos e serviços urbanos implantados nas áreas mais nobre e ao alto custo do atendimento às necessidades dessas áreas.

Segundo Coelho (2001), a incidência de inundações influencia a classe média e alta a se afastarem das áreas urbanas definidas como áreas de risco¹ fazendo com que a especulação imobiliária sobre as áreas mais nobres da cidade pressione a população menos favorecida a ocupar os ambientes impróprios para moradia. A maioria dos problemas relativos às inundações é consequência de uma visão distorcida do controle por parte dos profissionais que ainda priorizam projetos localizados sem uma visão da bacia e dos aspectos sociais e institucionais das cidades (Tucci & Bertoni, 2003).

O agravamento dos alagamentos e inundações decorrentes das marés, geralmente ocorre devido à topografia muito baixa em relação ao nível médio do mar. As marés são fenômenos que ocorrem

¹ Área de Risco são ambientes naturais de alta vulnerabilidade socioambiental (Deschamps, 2006).

diariamente, conforme a variação do nível das águas dos oceanos, causada pela interferência da Lua e do Sol sobre o campo gravitacional da Terra (Garrison, 1998). Em média, as marés oscilam em um período de 12 horas e 24 minutos, devido à rotação da terra e à órbita lunar, respectivamente.

O nível médio do mar é, por sua vez, a altitude média da superfície do mar em relação a uma superfície terrestre de referência, sendo utilizado como ponto de referência, a partir do qual são medidas as altitudes dos acidentes topográficos e marcadas as curvas de nível e as altitudes nos mapas e plantas. Tradicionalmente, a medição do nível médio do mar é feita com base nas leituras dos marégrafos, instrumentos que permitem medir a variação do nível das águas num determinado local (Mesquita & Leite, 1986; Campos et al., 2010).

Nos últimos tempos, as técnicas de geoprocessamento vêm sendo muito utilizadas para a representação do relevo da superfície terrestre em forma de modelos em perspectiva, conhecidos como Modelos Digitais do Terreno (MDT). Esse processo refere-se à aquisição, processamento e utilização de dados digitais para a elaboração de modelos que representem graficamente o relevo da superfície terrestre, como se fossem arranjos ordenados de números que reproduzem a distribuição espacial das características do terreno (Doyle, 1978). Na maioria das vezes, essa distribuição é representada por um sistema de coordenadas retangulares ou pela latitude e longitude, ou seja, o Modelo Digital do Terreno (MDT) é uma representação matemática da distribuição o espacial das cotas altimétricas do terreno estudado.

Outro elemento importante para o entendimento dos problemas dos alagamentos e inundações em bacias urbanas ocasionados pelas chuvas são os modelos hidrológicos, desenvolvidos com a finalidade de prever impactos que possam ocasionar transtornos à população. Segundo Vélez et al. (1998), o modelo hidrológico é uma ferramenta da ciência usada para melhor entender e representar o comportamento de uma bacia hidrográfica, e prever condições diferentes das observadas. Esses modelos requerem informações sobre alguns fatores ambientais como: clima, relevo, solo, geologia, cobertura vegetal, entre outros. Essas variáveis são usadas como entradas numéricas em algoritmos baseados no comportamento físico da precipitação, do escoamento superficial e da vazão do canal de drenagem da bacia hidrográfica.

Este estudo objetiva avaliar o comportamento de uma bacia hidrográfica urbana sob condições de chuva severa e influência de maré, utilizado um modelo hidrológico capaz de simular o volume de escoamento superficial e a vazão de pico do canal de drenagem proporcionado por um evento de chuva, assim como o seu comportamento em relação a um modelo digital de elevação do terreno.

Metodologia

O estudo foi desenvolvido em uma bacia hidrográfica urbana localizada no município de Belém, constituído por uma topografia plana denominada de Planície Amazônica, que, segundo Costa (2001), engloba o Pediplano Pliocênico, Pediplano Neo-Pleistocênico e Planície de Inundação.

A bacia localiza-se às margens do rio Guamá, a uma altitude média de 6 m em relação ao nível do mar (Figura 1). O recorte para o desenvolvimento do estudo contempla uma área de drenagem de 4,69 km², delimitada por um perímetro de 12,04 km, com baixa densidade de drenagem (0,71 km/km²), topografia plana e de pequena declividade.

Para o desenvolvimento deste estudo foram utilizados dados horários de eventos de chuvas severas que provocaram alagamentos e inundações, obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), e dados dos níveis das marés gerados a partir do aplicativo WXTidde32², para as datas em que ocorreram os eventos chuvas severas.

As cotas altimétricas foram extraídas do voo aerofotogramétrico realizado pela Companhia de Desenvolvimento e Administração da Área Metropolitana de Belém (CODEM); os dados de vazão do canal foram determinados através dos levantamentos de campo realizados em dois momentos distintos, um no período mais chuvoso e outro no período menos chuvoso. Também foram utilizados dados geográficos digitais de eixos de vias e edificações, obtidos junto a CODEM. Todos os dados foram sistematizados para um único sistema de referência cartográfica, adotado o Universal Transversa de Mercato (UTM), datum de referência

² Adquirido em <http://www.wxtide32.com>

Área de Drenagem e Perímetro – a área de uma bacia é considerada o elemento básico para o cálculo das demais características físicas da bacia. Conceitualmente é a área plana inclusa entre os divisores topográficos. Neste estudo, por se tratar de uma bacia urbana, a área foi delimitada a partir dos dados fornecidos pela CODEM, que considerou, além das curvas de níveis, a rede de drenagem pluvial existente.

Forma da Bacia – a determinação da forma superficial de uma bacia hidrográfica é de grande importância para o cálculo do tempo de concentração, isto é, o tempo que toda a bacia leva para contribuir na seção em estudo ou o período que a água contida na bacia leva para chegar à saída da mesma. Inúmeros métodos de descrição da forma da bacia foram propostos, a de Horton (1932) define que o fator de forma, seja determinado a partir da eq. 1.

$$F = \frac{A}{L^2} \quad \text{eq. (1)}$$

Sendo (F) o fator de forma; (A) a área da bacia e (L) o comprimento do eixo da bacia.

Coefficiente de compacidade – definido pela relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia. A determinação do Kc é feita pela eq. 2, proposta por Villela e Mattos (1975). Quanto mais próximo for o coeficiente da unidade corresponde a uma bacia circular, ou seja, quanto mais próximo de um círculo uma bacia se assemelhar, maior será a sua capacidade de proporcionar grandes inundações.

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad \text{eq. (2)}$$

Onde (Kc) representa o coeficiente de compacidade; (P) o perímetro da bacia e (A) a área da bacia. A classificação da forma da bacia ocorre conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Classificação das formas de uma bacia, segundo Villela & Mattos (1975).

Descrição da forma	Valor
Bacia com alta propensão a grandes inundações	1,00 – 1,25
Bacia com tendência mediana a grandes inundações	1,25 – 1,50
Bacia não sujeita a grandes inundações	> 1,50

Relevo – para possibilitar a simulação e avaliação do comportamento dos eventos de chuvas severas sobre a bacia, diversos parâmetros são determinantes, entre eles o modelo digital do terreno (MDT), a declividade e a direção de fluxo do escoamento superficial.

O modelo digital do terreno foi gerado a partir do aplicativo ArcGIS 10.1, que teve como entrada o limite da bacia hidrográfica, a hidrografia digital devidamente conectada e orientada no sentido do escoamento superficial e dados das cotas altimétricas. O método usado no processamento do modelo digital do terreno foi de interpolação de Krigagem (Sturaro, 2000).

A declividade é um dos fatores que influenciam a velocidade de escoamento dos canais de drenagem. Quanto maior a declividade, maior será a velocidade de escoamento, e bem mais pronunciada será a relação entre vazão e enchente. Para este estudo, a determinação da declividade e da direção do fluxo do escoamento superficial foi calculada a partir do modelo digital do terreno, utilizando as ferramentas de sistema de informações geográficas do aplicativo ao estudo da área urbana (Ferraz et al., 1999).

Vazão do Canal de Drenagem Principal – a determinação da vazão máxima do canal de drenagem principal da bacia foi obtida a partir de duas medições de campo que ocorreram na secção transversal da bacia mostrada na Figura 2, sendo uma no período mais chuvoso (março) e outra no menos chuvoso (agosto). Para este propósito e considerando as condições do canal de drenagem, as medições foram realizadas com auxílio de um molinete devidamente calibrado de fábrica, onde a leitura da velocidade do fluxo medida é expressa diretamente em m/s.

Determinação da Vazão de Pico – para a determinação da vazão de pico, admite-se que as precipitações ocorreram sobre toda a bacia; que a intensidade de chuva e o coeficiente de escoamento superficial são constantes; e que a vazão máxima só ocorre quando toda a bacia estiver contribuindo. Com base nisso, foi calculada a vazão de pico do canal de drenagem principal utilizando a eq. 3 (Pinto et al., 1976).

$$q_p = 0,278 \times C \times I \times A \quad \text{eq. (3)}$$



Figura 2. (a) Local da secção transversal definida para realização das medições; (b) detalhe do ponto de medição na Trav. Quintino Bocaiúva, próximo a Pass. Carlos de Carvalho.

Onde (C) é o coeficiente de escoamento superficial; (I) é a intensidade máxima de precipitação (mm/h) para uma duração de tempo (t); e (A), a área da bacia (km²).

O coeficiente de escoamento superficial (C) corresponde à razão entre o volume de água escoado superficialmente e o volume de água precipitado. Este coeficiente pode ser relativo a uma chuva isolada ou relativo a um intervalo de tempo em que ocorreram várias chuvas. Para efeito de deste estudo, o coeficiente de escoamento superficial foi calculado a partir da eq. 4 (Pinto et al., 1976).

$$C = 0,364 \times \log(t_{ch}) + 0,0042 \times p - 0,145 \quad \text{eq. (4)}$$

Onde (t_{ch}) é o tempo de duração da chuva em minuto e (p) a percentagem impermeabilizada da área.

Para a quantificação do volume total que o escoamento superficial irá provocar, foi usado o método do Hidrograma Unitário Instantâneo (HUI), representado pela eq. 5, desenvolvido pelo *Soil Conservation Service* (SCS, 1973), onde o hidrograma unitário é considerado um triângulo (Figura 3).

$$V_{escoado} = q_p \frac{t_b}{2} \quad \text{eq. (5)}$$

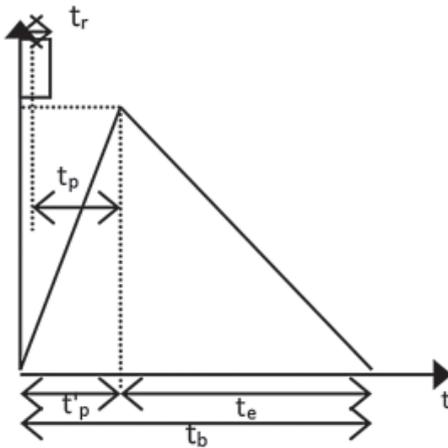


Figura 3. Hidrograma triangular, adaptado de SCS (1973).

Onde (q_p) é o pico da vazão máxima; (t_r) o tempo de duração da chuva; (t_p) o tempo de pico da vazão contado do tempo de pico da chuva; (t'_p) o tempo de pico da vazão contado do início da precipitação; (t_e) o tempo de recessão, ou seja, o tempo necessário para a vazão baixar até a sua condição normal; e (t_b) o tempo de base do hidrograma.

O Tempo do pico (t_p) é definido como o intervalo entre o centro de massa da precipitação, e será calculado com base na eq. 6 (Collischonn & Tassi, 2008).

$$t_p = 0,5 \times t_r + 0,6 \times t_c \text{ (hora)} \quad \text{eq. (6)}$$

Onde (t_r) é o tempo de retardo e (t_c) o tempo de concentração.

O Tempo de base (t_b) corresponde ao tempo entre o início da precipitação e aquele em que a precipitação ocorrida já escoou através da seção principal, ou seja, aquele em que o canal já voltou à sua condição anterior ao da precipitação. O (t_b) será calculado com base na eq. 7 (Collischonn & Tassi, 2008).

$$t_b = 2,67 \times t_p \text{ (hora)} \quad \text{eq. (7)}$$

Onde o Tempo de concentração (t_c), o tempo necessário para uma partícula de água escoar do ponto mais distante da bacia para a seção do exutório, também é definido como o intervalo entre o fim da precipitação e o ponto de inflexão do hidrograma (final do escoamento

superficial). O cálculo de (t_c) é feito com base na fórmula da eq. 8 (Kirpich, 1940; Garcez & Alvarez, 1988).

$$t_c = 57 \times \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad \text{eq. (8)}$$

Sendo (t_c) o Tempo de Concentração em minutos; (L) o comprimento do talvegue em km; e (H) é a diferença de nível entre o ponto mais afastado da bacia e o ponto considerado, em metros. Onde o tempo de duração da chuva admitido foi igual ao tempo de concentração da bacia, ou seja, ao tempo necessário para que toda área de drenagem passe a contribuir para a vazão na seção estudada.

Ambiente à Simulação Hidrológico na Bacia hidrográfica - a área da bacia hidrográfica foi dividida em células 5 m x 5 m (25 m²), tamanho apropriado para simulações do comportamento hidrológico da bacia sob condições de eventos severos. Este foi definido para as células buscando estabelecer o equilíbrio entre precisão, disponibilidade de dados e esforço computacional (Figura 4). Cada célula passa a armazenar os atributos relativos às variáveis utilizadas para cada etapa da simulação hidrológica, incluindo a média cota altimétrica correspondente à cada célula.

Relação entre Cota Altimétrica e Volume de Inundação - para determinar a relação entre essas duas variáveis foram realizados, em ambiente computacional, vários testes de simulações para a área da bacia

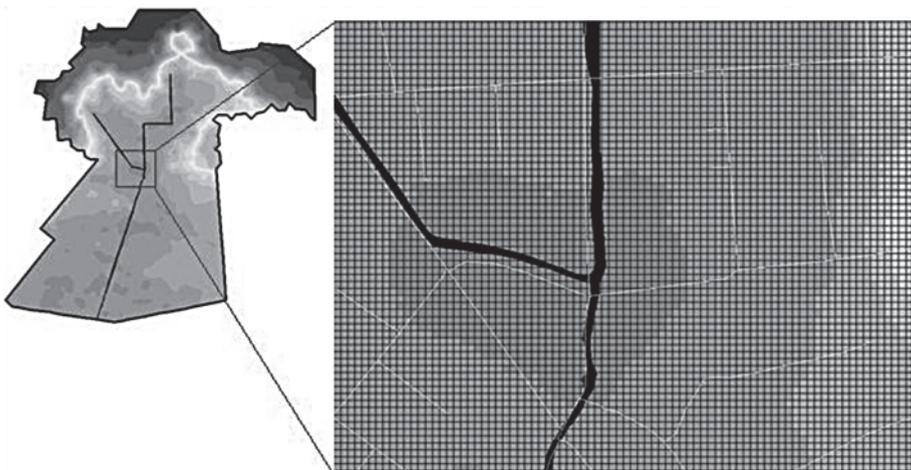


Figura 4. Representação da divisão da bacia para aplicação do modelo.

hidrográfica, tendo como referência o modelo digital do terreno e a utilização de técnicas de análises espaciais disponíveis no aplicativo ArcGIS 10.1.

Na obtenção dos resultados, foi feita uma simulação induzida para uma cota altimétrica sobre o modelo digital do terreno, objetivando gerar uma situação de inundação e, em seguida, a verificação do volume de água resultante. Os dados obtidos resultam na determinação da relação de comprometimento que cada volume de água excedente que um evento severo de chuva possa proporcionar na bacia hidrográfica, em relação a topografia do terreno.

Resultados e Discussão

Uso e ocupação do solo - aproximadamente 79,26% da área encontra-se impermeabilizada, em consequência da ocupação urbana, e o restante são áreas não edificadas, porém, já perderam a sua vegetação original (Figura 5a). Cerca de 1.967 dessas ocupações estão localizadas em áreas sujeitas a alagamentos e 1.008 em áreas alagadas, onde aproximadamente 947 são construções de madeira. Segundo Coelho (2001), essas áreas com maior risco de inundação, conhecidas também como áreas de "baixadas", destacam-se pela pobreza mais acentuada.

Relevo - a altimetria da bacia varia entre 2,98 a 15,76 m, sendo que 56,67% dessas variações estão concentradas nas cotas abaixo de 4,50 m localizadas em uma área plana, com uma variação de declividade muito pequena, sendo que a maior parte da área (53,97%) apresenta declividade abaixo de 0,5% (Figura 5b, c).

As áreas mais altas estão localizadas no extremo oposto do exutório da bacia, fato que contribui para a redução do tempo de concentração, ou seja, o tempo em que leva para que toda a água proveniente da chuva sobre a bacia chegue ao seu ponto de saída, aumentando o risco de alagamento e inundação.

No mapa de orientação do fluxo de superfície obtido a partir do MDE (Figura 5d), é possível observar a orientação do terreno da bacia em valores agrupados com as oito principais direções cardinais. Aproximadamente 52,66% da área total da bacia apresenta exposição do terreno para a direção Sul, no sentido do rio Guamá.

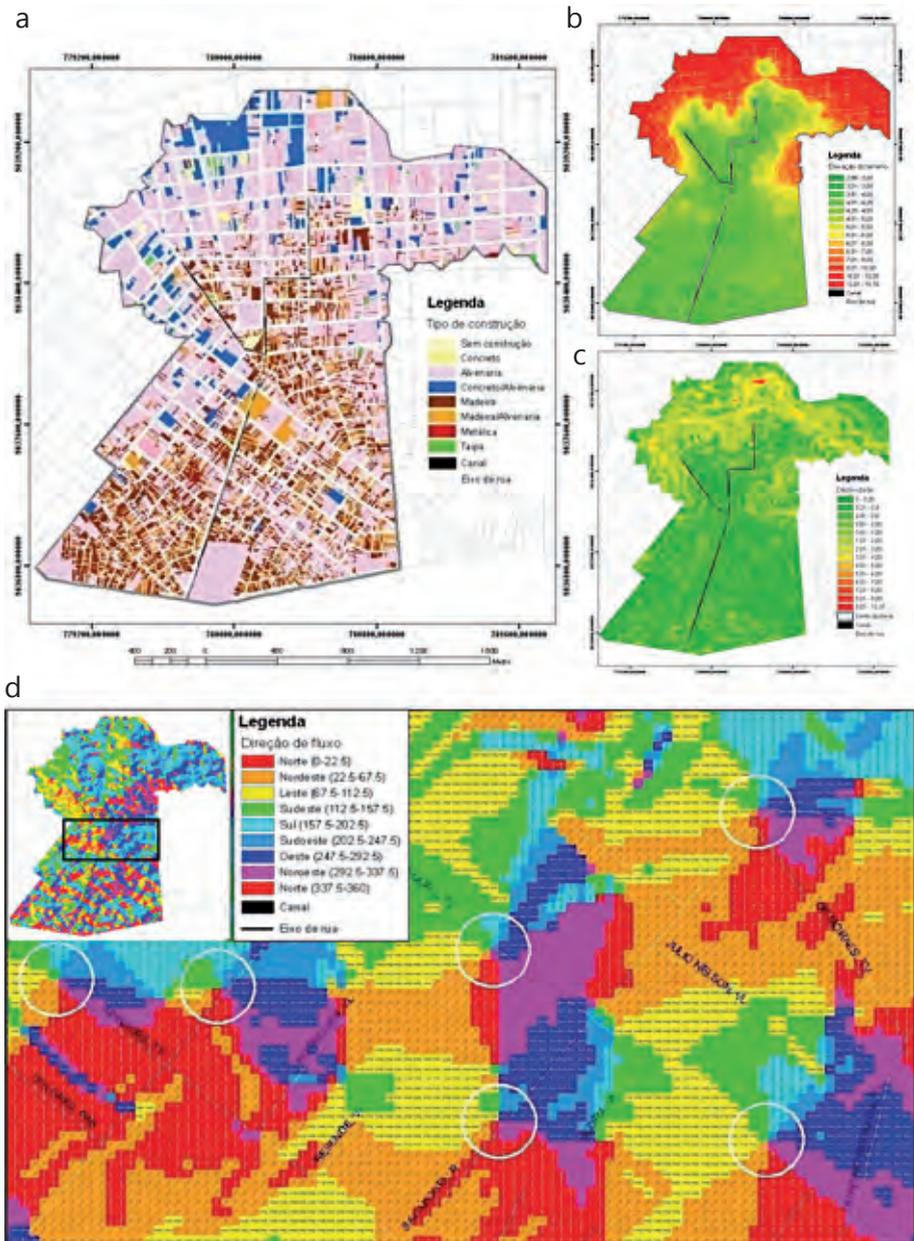
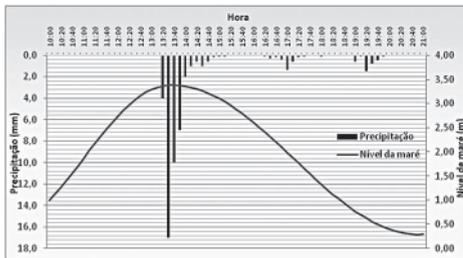


Figura 5. (a) Mapa da distribuição espacial do tipo de edificação existente na área do projeto. Cartas de (b) Altimetria (c) de declividade. (d) Identificação de pontos de armazenagem pela orientação do fluxo terreno.

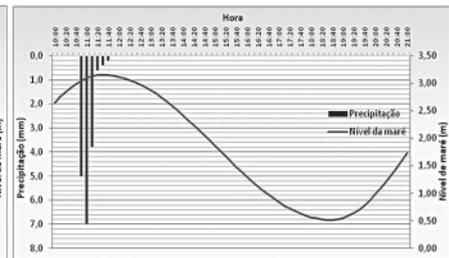
Os pontos de alagamentos identificados provavelmente são decorrentes da convergência do escoamento superficial no terreno, com a contribuição das deficiências da rede de drenagem pluvial existente no local atualmente, dimensionadas de forma inadequada para o volume de água gerado por chuvas intensas. Para Campana et al. (2007) a quantificação dos incrementos nas vazões decorrentes das chuvas, observados por simulação, tornou-se uma ferramenta de grande utilidade para a adoção de medidas que auxiliem no controle destes e na ocorrência de inundações; sendo, no entanto, de suma importância a validação dos resultados obtidos com observações *in loco*.

Análise de eventos severos de chuva - foram selecionados alguns episódios de alagamentos e inundações ocorridos em Belém, para uma análise do comportamento da precipitação e da maré durante o tempo de duração da chuva (Figura 6).

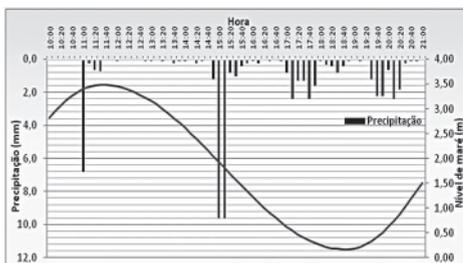
Observa-se que as chuvas ocorreram no instante em que o rio Guamá estava no seu nível máximo ou próximo dele, colaborando para o represamento do canal principal da bacia e contribuindo para o agravamento dos alagamentos e inundações registrados. Entretanto, apesar do nível da maré contribuir para o agravamento desses eventos (Figura 6d), foi verificado que mesmo a chuva ocorrendo em condições



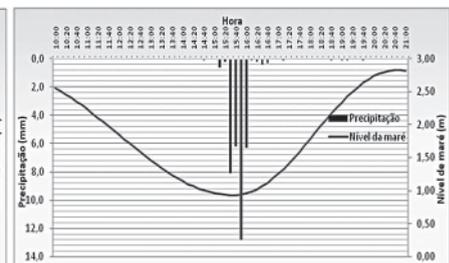
(a) 2005: chuva - 50,6mm; Intens. -41,6mm/h



(b) 2006: chuva - 17,0mm; Intens. - 7,0mm/h



(c) 2006: chuva - 55,5mm; Intens. - 26,4mm/h



(d) 2007: chuva - 48,7mm; Intens. - 31,6mm/h

Figura 6. Análise dos eventos de chuva em relação ao nível da maré.

de maré baixa, porém, se a intensidade da chuva for grande, esses tipos de problemas continuarão a ocorrer.

Segundo Machado et al. (2010), o conhecimento das precipitações pluviiais máximas diárias e seu período de retorno são características importantes no dimensionamento de obras hidráulicas. Naghettini et al. (2012) afirmam que a percepção de que, na maioria dos casos, o excesso de chuvas é relevante para a quantificação da amplitude e ocorrência de inundações, motivando o desenvolvimento de métodos que incorporem a informação hidrometeorológica e a frequência de ocorrência desses eventos.

Vazão do canal de drenagem principal - a seção vertical transversal do canal principal da bacia hidrográfica tem área de 18,94 m² e uma seção molhada de 13,33 m². Nos dados coletados durante as duas campanhas de campo registrou-se tanto vazões positivas, correspondentes ao fluxo de água saindo do canal em direção ao rio Guamá, quanto vazões negativas, referentes ao fluxo de entrada de água na bacia no sentido do rio Guamá para o canal.

Conforme apresentado na Tabela 2, a menor vazão registrada em termos de valor absoluto foi 0,58 m³/s e ocorreu um pouco antes da inversão do fluxo da água do canal. Já a maior vazão foi de 9,17 m³/s, influenciada pela precipitação de 40,70 mm registrada no dia da coleta de campo, no intervalo entre 13h20 e 15h40. A intensidade máxima desta chuva foi de 18,80 mm/20min, registrada em torno das 13h30.

Tabela 2. Vazões das verticais das seções molhadas calculadas para a data de 27/04/09.

Hora	Vazão por Seção Vertical (m ³ /s)											Vazão Total (m ³ /s)
	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	9-10	10-11	11-12	
11:00	0,00	0,01	0,03	0,08	0,12	0,11	0,08	0,09	0,06	0,01	0,00	0,58
12:00	0,00	-0,02	-0,08	-0,12	-0,14	-0,13	-0,14	-0,14	-0,10	-0,03	0,00	-0,89
13:00	0,00	-0,02	-0,08	-0,12	-0,17	-0,18	-0,19	-0,19	-0,11	-0,07	-0,03	-1,16
14:00	0,00	0,36	1,05	1,44	1,64	1,06	0,55	1,02	1,28	0,64	0,13	9,17
15:00	0,00	0,15	0,35	0,36	0,39	0,39	0,40	0,47	0,40	0,25	0,07	3,23
16:00	0,00	0,13	0,34	0,34	0,40	0,49	0,49	0,52	0,43	0,31	0,13	3,58
17:00	0,00	0,08	0,11	0,25	0,45	0,35	0,30	0,38	0,43	0,35	0,13	2,84
18:00	0,00	0,11	0,30	0,42	0,41	0,29	0,29	0,38	0,34	0,23	0,09	2,85

Na Figura 7 é possível observar, para as medições realizadas no dia 27/04/2009, que o nível da maré do rio Guamá influencia no comportamento da vazão e no nível do canal de drenagem principal da bacia. No momento que o rio atingiu a cota de 2,58 m, ocorreu a inversão do fluxo, no sentido do rio ao canal, e manteve-se assim até o nível do rio voltar a baixar e atingir a cota de 3,21 m às 13h15 (Figura 8).

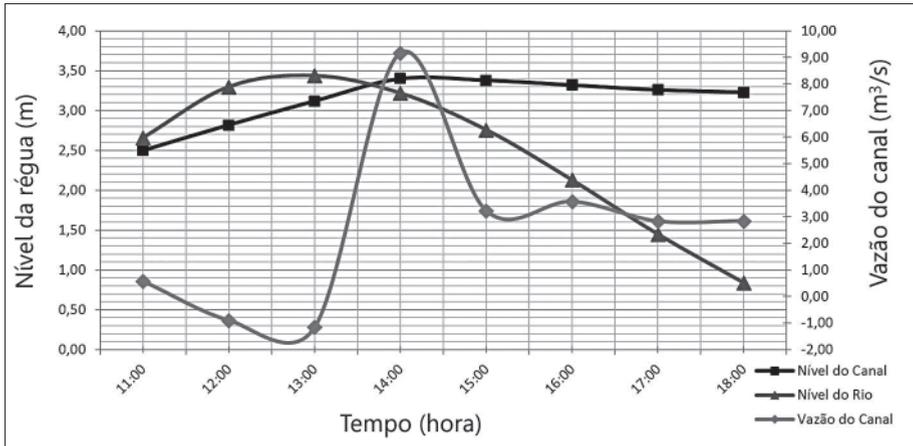


Figura 7. Comportamento da vazão e do nível do canal em relação ao nível da maré, referente à data de 27/04/09.

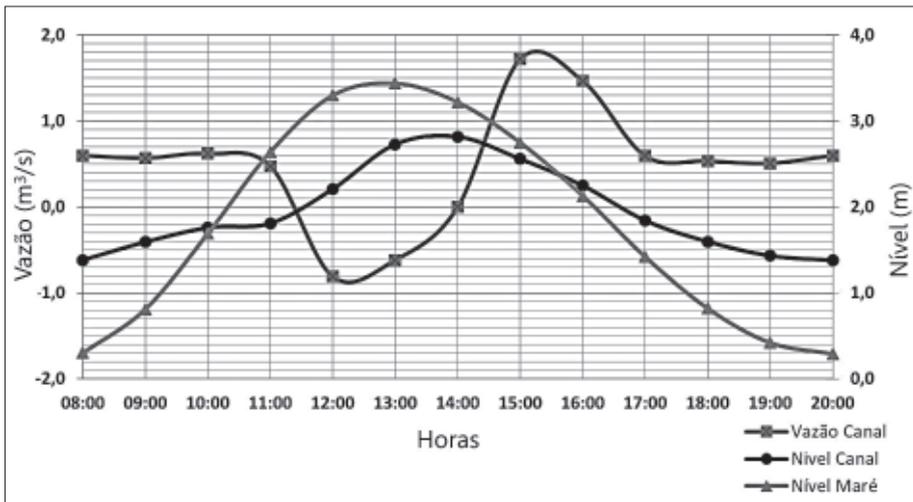


Figura 8. Comportamento do nível e vazão do canal e função da variação do nível da maré do rio Guamá.

O comportamento da vazão do canal sem influência de chuva pode ser observado na Tabela 3. O pico máximo de vazão ocorreu aproximadamente uma hora após o nível da maré do rio Guamá começar a baixar, desobstruindo o fluxo da água represada no canal, e posteriormente transcorreu mais duas horas para retornar à sua vazão normal (Figura 9). Observa-se, também, que o refluxo da água no canal (vazão negativa) dura aproximadamente duas horas.

Tabela 3. Comportamento da vazão do canal sem influência de chuva.

Hora	Vazão por Seção Vertical (m ³ /s)											Vazão Total (m ³ /s)
	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	9-10	10-11	11-12	
9:00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,10	0,09	0,10	0,10	0,06	0,02	0,00	0,57
10:00	0,00	0,00	0,02	0,08	0,10	0,11	0,11	0,10	0,08	0,02	0,00	0,62
11:00	0,00	0,00	0,03	0,08	0,07	0,06	0,08	0,07	0,05	0,02	0,00	0,47
12:00	0,00	0,00	-0,04	-0,12	-0,15	-0,11	-0,10	-0,13	-0,11	-0,03	0,00	-0,80
13:00	0,00	0,00	-0,03	-0,12	-0,12	-0,12	-0,12	-0,12	-0,05	0,00	0,00	-0,67
14:00	0,00	0,00	0,00	1,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,44
15:00	0,00	0,00	0,06	0,36	0,24	0,25	0,28	0,30	0,23	0,15	0,04	1,91
16:00	0,00	0,00	0,05	0,34	0,17	0,22	0,27	0,24	0,19	0,15	0,04	1,67
17:00	0,00	0,00	0,11	0,25	0,39	0,42	0,43	0,39	0,34	0,25	0,11	0,60

A Figura 9 mostra a correlação existente entre o comportamento da vazão do canal e o seu nível durante um ciclo de maré. Conforme o nível de água do canal vai se elevando, influenciado pelo nível da maré do rio Guamá, a vazão tende a reduzir até atingir o valor zero. A partir deste momento, com a continuidade da elevação do nível da água do canal a vazão passa a ser negativa, em razão do fluxo d'água ter assumido o sentido rio/canal. Este processo se mantém até que o nível da água do canal volte a baixar, influenciado pela vazante do rio Guamá, e a vazão novamente atingir o valor zero. A partir de então, a vazão volta a ter sentido canal/rio, e na sequência atinge o seu valor máximo, para em seguida voltar a reduzir.

Pethick (2001) afirma que o efeito associado do regime fluvial e das marés interfere no processo de redistribuição dos sedimentos na bacia. Os sedimentos erodidos são movidos e depositados novamente, dependendo da intensidade do escoamento (vazão). Esta erosão e as

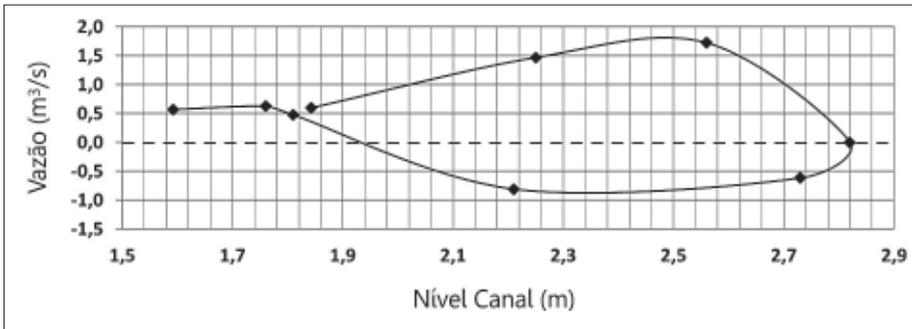


Figura 9. Vazão do canal para o dia 22/08/2009, durante um ciclo de maré.

modificações geométricas do canal variam conforme a intensidade com que a energia das marés interage com o efeito das chuvas.

Cota altimétrica versus volume de inundação - Os testes de simulações realizados na área da bacia, relacionando cota altimétrica com volume de inundação, podem ser vistos na Tabela 4. A partir desses dados, observa-se que os problemas de alagamento e inundação na bacia hidrográfica só passam a existir quando o volume excedente de água causado por um evento de chuva for acima de 564 m^3 , o que corresponderia a atingir as áreas com cotas iguais ou abaixo de $3,20 \text{ m}$.

Tabela 4. Relação da cota altimétrica com o volume de alagamento.

Cota Altimétrica	Volume Inund./Alagam.	Cota Altimétrica	Volume Inund./Alagam.	Cota Altimétrica	Volume Inund./Alagam.
3,10	14	3,41	11.231	3,57	55.892
3,15	135	3,42	12.456	3,58	61.228
3,20	564	3,43	13.807	3,59	66.841
3,28	2.268	3,44	15.314	3,60	72.812
3,29	2.621	3,45	16.991	3,61	79.136
3,30	3.012	3,46	18.860	3,62	85.815
3,31	3.443	3,47	20.932	3,63	92.869
3,32	3.920	3,48	23.231	3,64	100.291
3,33	4.461	3,49	25.784	3,65	108.070
3,34	5.059	3,50	28.578	3,66	116.199
3,35	5.721	3,51	31.605	3,67	124.679
3,36	6.448	3,52	34.904	3,68	133.527
3,37	7.251	3,53	38.487	3,69	142.752
3,38	8.130	3,54	42.369	3,70	152.363
3,39	9.082	3,55	46.560		
3,40	10.110	3,56	51.091		

Entretanto, os testes mostraram que para um volume excedente igual ou acima de 10.110 m^3 e cota 3,40 m (Figura 10), os problemas se agravam significativamente, podendo ocorrer complicações da ordem de inundações, decorrente do transbordamento dos canais, como também de alagamentos devido à deficiência do sistema de drenagem pluvial, ocasionado pelo seu subdimensionamento ou então pelo retorno, devido à cota topográfica em que o mesmo se encontra em relação à calha do canal de drenagem.

A variação de nível resultante da componente chuva-maré e sua resposta em termos de inundação dependem diretamente do escoamento, que, por sua vez, é associado às características do relevo da bacia, geologia, tipo de solo e uso do solo (Mitchell et al, 2008). No caso das bacias urbanas, sobretudo nas que ocupam áreas restritas, é usual ocorrer poucas variações significativas das características fisiográficas, fazendo com que muitas vezes a resposta quanto à ocorrência potencial de pontos de alagamentos seja distribuída ao uniformemente longo do canal principal (Campana et al., 2007).

Simulação hidrológica - Estudo de Caso - Os estudos de caso foram realizados para eventos de chuva registrados nos dias 27/04/09 e 25/01/2010, que causaram transtornos à população que reside ou transita na área da bacia, e que puderam ser validados com dados de campo: o primeiro caso é representado na Figura 10 e o segundo na Figura 11.

1º Caso - Evento pluviométrico registrado pela estação meteorológica do INMET (CEASA), ocorrido no dia 27/04/2009, da ordem de 38 mm, com início às 13h20 e término às 14h40, duração de 90 minutos e intensidade de 28,7 mm/h (Figura 10a). O nível da maré do rio Guamá nesse dia atingiu seu pico máximo, de 3,20 m (NMM) às 13h16, sendo que, ao iniciar a chuva, a maré já havia iniciado o processo de vazante, porém ainda com cota acima de 3,00 m (Figura 10 c).

A vazão do canal já havia retomado o sentido normal do seu fluxo (canal > rio). Para efeito da simulação deste evento, foi considerado que a condição de vazão do canal era de 90% de sua capacidade normal, pois se considerou que a sua vazão normal estava comprometida devido ao nível da maré.

Os resultados mostram que a chuva desse dia sobre a bacia, gerou um volume total de escoamento superficial da ordem de $63.956,16 \text{ m}^3$, sendo

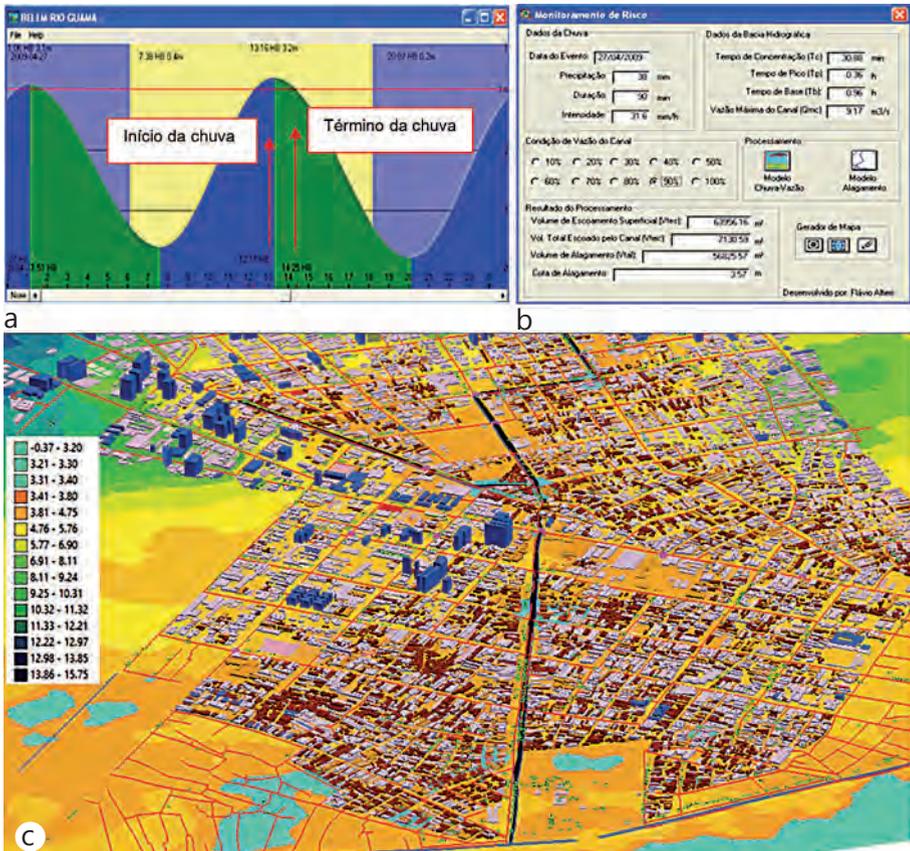


Figura 10. (a) Comportamento da maré; (b) resultado do simulação para o evento do dia 27/04/09; (c) simulação em ambiente computacional 3D para cota topográfica igual ou inferior a 3,4 m.

que, ao atingir o tempo de concentração da bacia, escoou pelo canal um volume de aproximadamente $7.130,59 \text{ m}^3$, e o restante do volume, $56.825,27 \text{ m}^3$, ficou contido na bacia hidrográfica, ocupando as áreas de cota igual ou inferior a 3,57 m (Figura 10b).

Como consequência, ocorreram alagamentos e inundações, como os observados na Tv. 14 de Março, entre a R. Pariquis e R. Mundurucus, ocasionando pelo transbordamento do canal (Figura 11a, b). Outro ponto de inundação detectado pela simulação foi na Tv. Quintino Bocaiúva, entre R. Pariquise a R. Caripunas, ocasionado pelo transbordamento do canal (Figura 11c, d).

2º Caso - Evento pluviométrico registrado pela estação meteorológica do INMET (CEASA), ocorrido no dia 25/01/2010, da ordem de 27,2 mm, com início às 06h00 e término 10h00, duração de 240 minutos e intensidade de 19,4 mm/h (Figura 11e, f). O nível da maré do rio Guamá neste dia atingiu seu pico máximo de 2,50 m (NMM) às 07h00, uma hora após o início da chuva, porém, no horário de maior intensidade da precipitação. Entretanto, para efeito da simulação do evento e teste do modelo, foi considerado que a condição de vazão do canal era de 90% de sua capacidade normal, devido à maré cheia, o que pode ter reduzido a vazão do canal.

Os dados obtidos para esta simulação mostram que a chuva desse dia gerou um volume total de escoamento superficial da ordem de 40.034,63 m³, e desse total, escoou pelo canal um volume de aproximadamente 7.130,59 m³, e o restante do volume, 38.904,04 m³, é correspondente à água que ficou retida na bacia hidrográfica, de cota inferior a 3,53 m, provocando alagamentos e inundações.

Na Tv. Quintino Bocaiúva entre a Tv. Tupinambás e Av. Roberto Camelier (Figura 12a, b), é possível observar uma área de inundação detectada pela simulação hidrológica, decorrente do transbordamento do canal da Quintino Bocaiúva. O mesmo ocorre na Tv. Quintino Bocaiúva entre a R. Conceição e R. Caripunás, pelo transbordamento dos canais da Av. Generalíssimo Deodoro e Tv. Dr. Moraes (Figura 12c, d); e na Tv. Padre Eutíquio entre a Tv. Quintino Bocaiúva e R. São Silvestre (Figura 12e, f); pelo transbordamento do canal da Tv. Quintino Bocaiúva.

O ambiente urbano e a ocorrência de alagamentos

Em geral, o ambiente urbano apresenta duas principais fraquezas (Marandola Jr., et al., 2013): a incapacidade de sintetizar os imperativos humano e ecológico numa urbanização sustentável; e a incapacidade de equalizar adequadamente a pobreza e a desigualdade social, expressadas na vulnerabilidade da população urbana.

Em consequência, tem-se o crescimento da vulnerabilidade socioambiental, vinculado às áreas de risco ou aos problemas urbanos e ambientais de maneira geral (Marandola Jr. & Hogan, 2009). O caso da bacia em estudo, localizada na região central de Belém, demonstra

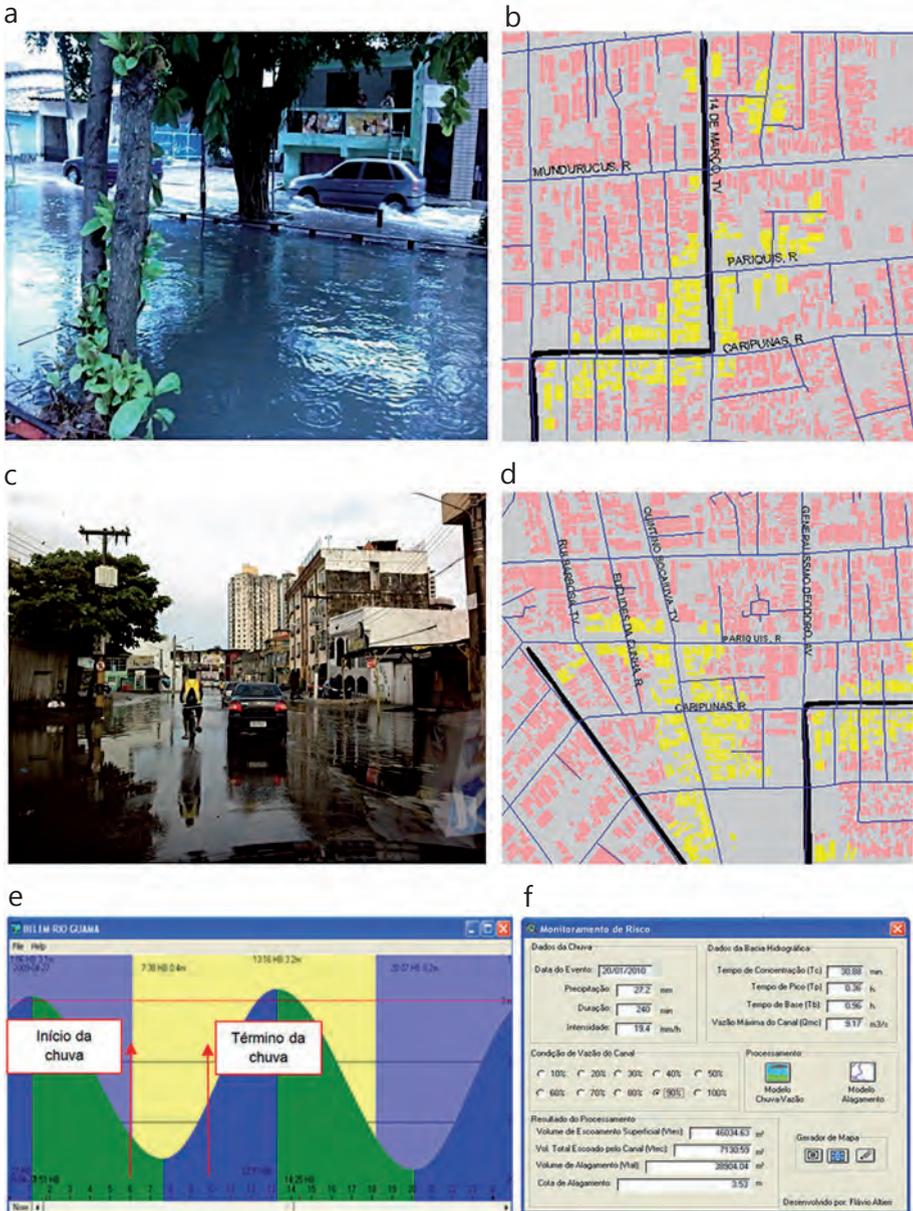


Figura 11. Ponto de inundação verificado e detectado a partir da simulação: Tv. 14 de Março entre a R. Pariquis e R. Mundurucus (a) e (b); Tv. Quintino entre R. Pariquis e a R. Caripunas (c) e (d). (e) Comportamento da maré e (f) resultado da simulação para o evento do dia 25/01/10.



Figura 12. Ponto de inundação verificado e detectado a partir da simulação: Tv. Quintino Bocaiúva entre a Tv. Tupinambás e Av. Roberto Camelier (a) e (b); Tv. Quintino Bocaiúva entre a R. Conceição e R. Caripunas (c) e (d); Tv. Padre Eutíquio entre a Tv. Quintino Bocaiúva e R. São Silvestre (e) e (f).

que a decisão de onde e o porquê dessas populações escolherem morar em áreas sujeitas a alagamentos não é um mero problema locacional.

A convivência com os locais de ocorrência de alagamentos em função de benefícios diversos (proximidade de locais de prestação de serviços – áreas comerciais, hospitais, escolas etc.) é um fator que fortalece a adaptação às áreas de risco, tanto individual quanto social, onde passa a prevalecer a adequação do espaço (formas de construção, padrão de ocupação do solo) e o desenvolvimento de uma cultura de adoção de rotinas de emergência, como parte da normalidade; e a convivência com a ameaça se converte em rotina (Janssen & Ostrom, 2006).

A variabilidade climática tem provocado o aumento da ocorrência de desastres desencadeados e intensificados por eventos extremos (Garavaglia et al., 2010; Freire et al., 2014). Para Martins (2009), entender a vulnerabilidade diante dos cenários de impactos associados à mudança do clima nos contextos urbanos, é também entender o potencial de adaptação que esses sistemas possuem. A análise dos impactos da mudança climática no nível local, na escala do município e da região metropolitana, esbarra na falta de modelos que indiquem resultados claros dos impactos em um território específico (Martins & Ferreira, 2011).

A diversidade de ocorrência de locais vulneráveis a alagamentos em Belém combina condições ambientais (topografia, cobertura vegetal e clima), socioeconômicas (densidade populacional e situação das moradias, emprego e renda) (Pimentel et al., 2012) e de planejamento urbano (obras adequadas ao ambiente fluvial/estuarino predominante na maior parte do município).

De forma mais específica, na bacia de estudo existem os fatores vinculados à infraestrutura urbana de drenagem (fluvial e pluvial), que contribuem para a ocorrência e amplitude dos processos de alagamento. Tucci & Bertoni (2003) destacam, ainda, os projetos de engenharia de visão localizada, que desconsideram o conceito de bacia hidrográfica na fase de planejamento das obras (ex.: as elevações das cotas dos terrenos que margeiam as vias dos canais para que o mesmo possa armazenar um maior volume de água).

Outro fator relevante é a impermeabilização do solo observada na maioria dos projetos de macrodrenagem desenvolvidos (o canal onde se realizou o estudo faz parte do projeto de Macrodrenagem da Estrada

Nova, que reflete o impacto da urbanização sobre o sistema de drenagem de águas, havendo a necessidade de avaliação dos efeitos separados entre a impermeabilização total (porcentagem total de área impermeabilizada) e efetiva (área impermeabilizada diretamente conectada ao sistema de drenagem urbana, sem oportunidade de infiltração no solo) (Garotti & Barbassa, 2010).

Os resultados obtidos a partir das medições de campo (vazão e nível do canal) feitas durante as situações com chuva e sem chuva, indicam que no caso da ocorrência de uma precipitação intensa, o nível da maré irá influenciar significativamente para o agravamento dos problemas de alagamentos e inundações na bacia.

Tal situação reflete dois processos que na área de estudo atuam de forma combinada, definidos por Tucci (2008) como inundações: de áreas ribeirinhas (naturais que ocorrem no leito maior dos rios), e em razão da urbanização (ocorrem na drenagem urbana como efeito da impermeabilização do solo, canalização do escoamento ou obstruções ao escoamento).

Em parte, isto se explica pela inexistência de comporta no canal principal, fazendo com que em situação de maré alta, a calha desse canal, que deveria servir de reservatório para receber a água do escoamento superficial provocado pela chuva, seja ocupado pela água vinda do rio Guamá, permitindo que a água da chuva ocasione o transbordamento do canal, provocando as inundações, assim como os alagamentos decorrentes da obstrução da rede de drenagem pluvial.

Conclusão

A topografia predominantemente plana, com baixas declividades e densidade de drenagem reduzida para receber toda a água advinda do escoamento superficial são fatores determinantes para uma bacia hidrográfica apresentar um regime de escoamento crítico, tornando-a suscetível à ocorrência de alagamentos e inundações.

Na bacia adotada no modelo, os alagamentos se agravam nos pontos onde foi detectada a convergência do fluxo de água de superfície, provavelmente em razão da deficiência do sistema de drenagem pluvial subterrâneo que, por razões de entupimentos e dimensionamento

incorreto, não suportam o volume de água proporcionado pelos eventos de chuvas severas.

A inexistência de comporta na saída do principal canal de drenagem da bacia, possibilita a ocorrência do fluxo inverso da água quando o nível da maré está subindo, diminuindo a vazão do canal e ocupando a calha de drenagem e, mesmo quando há um evento de chuva de baixa intensidade, a água gerada pelo escoamento superficial não encontra mais espaço para armazenamento, e nem vazão suficiente para transportá-la para o rio Guamá, causando, com isso, o transbordamento do canal e, conseqüentemente, provocando inundações.

Os resultados das simulações também mostraram que mesmo em condições de maré baixa, é possível que ocorram alagamentos e inundações. Para isto, basta uma chuva de intensidade elevada, pois os testes mostraram que acima de 7mm/h seria suficiente para evidenciar esse efeito na bacia hidrográfica urbana estudada.

Referências

- Brandão, A. M. 1992. As alterações climáticas na área metropolitana do Rio de Janeiro: uma provável influência do crescimento urbano. In: Abreu, M. A. (Org.). **Natureza e sociedade no Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Secretaria Municipal de Cultura, Turismo e Esporte, p. 143-200.
- Brandão, A. M. P. M. 2001. Clima urbano e enchentes na cidade do Rio de Janeiro. In: Guerra, A. J. T.; Cunha, S. B. (Orgs.). **Impactos ambientais urbanos no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 47-95.
- Campana, N. A.; Bernardes, R. S.; Silva Jr., J. A. 2007. Controle qualitativo e quantitativo do escoamento pluvial urbano com bacias de retenção. **Ambi-Agua**, 2(3): 98-111.
- Campos, R. M.; Camargo, R.; Harari, J. 2010. Caracterização de eventos extremos do nível do mar em Santos e sua correspondência com as reanálises do modelo do NCEP no sudoeste do Atlântico Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 25(2): 175-184.
- Coelho, M. C. N. 2001. Impactos ambientais em áreas urbanas: teorias, conceitos e método de pesquisa. In: Brandão, A. M. **Impactos ambientais urbanos no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 19-45.
- Collischonn, W.; Tassi, R. 2008. **Introduzindo hidrologia**. Porto Alegre: UFRS, 151p.
- Costa, T. C. D. 2001. **Análise crítica das metodologias gerais de mapeamento geotécnico visando a formulação de diretrizes para a cartografia geotécnica no trópico úmido e aplicação na região metropolitana de Belém, na Escala 1:50.000**. 2001. 268f. Tese (Doutorado) – Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.

Deschamps, M. V. 2008. Estudo sobre a vulnerabilidade socioambiental na região metropolitana de Curitiba. **Cadernos Metr pole**, 19(1): 191-219.

Doyle, F. J. 1978. Digital terrain models: an overview. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 44(12): 1481-1485.

Ferraz, F. F. B.; Milde, L. C. E.; Mortatti, J. 1999. Modelos hidrológicos acoplados a sistemas de informa es geográficas: um estudo de caso. **Revista Ciência & Tecnologia**, 14 (3): 45-56.

Freire, N. C. F.; Bonfim, C. V.; Natenzon, C. E. 2014. Vulnerabilidade socioambiental, inunda es e repercussões na Saúde em regiões periféricas: o caso de Alagoas, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, 19(9): 3755-3762.

Garavaglia, F. et al. 2010. Introducing a rainfall compound distribution model based on weather patterns sub-sampling. **Hydrology and Earth System Sciences**, 14: 951-964.

Garcez, L. N.; Alvarez, G. A. 1988. **Hidrologia**. São Paulo: Edgar Blucher, 304p.

Garotti, L. M.; Barbassa, A. P. 2010. Estimativa de área impermeabilizada diretamente conectada e sua utiliza o como coeficiente de escoamento superficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 15(1): 19-28.

Garrison, T. 1998. **Oceanography: a invitation to marine science**. 2 ed. Wadsworth: Belmont, 567p.

Horton, R. E. 1932. Drainage basin characteristics. **Transactions American Geophysical Union**, 13:350-361

Janssen, M. A.; Ostrom, E. 2006. Resilience, vulnerability and adaptation: a cross-cutting theme of the International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change. **Global Environmental Change**,16(3): 237-239.

Kirpich, Z. P. 1940. Time of concentration of small agricultural watersheds. **Civil Engineering**, 10(6): 362.

Machado, R. L. et al. 2010. Spatial variability of maximum annual daily rain under different return periods at the Rio de Janeiro state, Brazil. **Bragantia**, 69: 77-84.

Marandola Jr., E.; Hogan, D. J. 2009. Vulnerabilidade do lugar vs. vulnerabilidade sociodemográfica: implica es metodológicas de uma velha questão. **Revista Brasileira de Estudos de Popula o**, 26(2): 161-181.

Marandola Jr. et al. 2013. Crescimento urbano e áreas de risco no litoral norte de São Paulo. **Revista Brasileira de Estudos de Popula o**, 30(1): 35-56.

Martins, R. D. 2009. Popula o e mudança climática: dimensões humanas das mudanças ambientais globais. **Ambiente e Sociedade**, 12(2): 95-108.

Martins, R. D.; Ferreira, L. C. 2011. Uma revisão crítica sobre cidades e mudança climática: vinho velho em garrafa nova ou um novo paradigma de a o para a governança local?. **Revista de Administra o Pública**, 45(3): 611-641.

Mesquita, A.; Leite, J. B. A. 1986. Sobre a variabilidade do nível médio do mar na costa sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geofísica**, 4: 229-236.

- Mitchell, V. G. et al. 2008. Linking urban water balance and energy balance models to analyse urban design options. **Hydrological Processes**, 22: 2891-2900.
- Naghetini, M.; Gontijo, N. T.; Portela, M. M. 2012. Investigation on the properties of the relationship between rare and extreme rainfall and flood volumes, under some distributional restrictions. **Stoch Environ Res Risk Assess**, 26: 859-872.
- Pethick, J. 2001. Coastal management and sea-level rise. **Catena**, 42: 307-322.
- Pimentel, M. A. S. et al. 2012. A ocupação das várzeas na cidade de Belém: causas e consequências socioambientais. **Revista Geonorte**, 2(4):34-45.
- Pinto, N. L. S. et al. 1976. **Hidrologia básica**. São Paulo: Editora Edgar Blücher, 278p.
- SCS. 1973. **A method for estimating volume and rate of runoff in small watersheds**. Washington, D.C: U.S. Agricultural Research Service, 64p.
- Sturaro, J. R.; Landim, P. M. B.; Riedel, P. S. 2000. O emprego da técnica geoestatística da krigagem indicativa em Geotecnia Ambiental. **Revista Solos e Rochas**, 23: 157-164.
- Tucci, C. E. M. 2008. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, 22 (63): 1-16.
- Tucci, C.; BERTONI, C. E. M. 2003. **Inundações urbanas na América do Sul**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre: ABRH, 144p.
- Vélez, O. L. P.; Bernasconi, W. G.; Renaud, B. C. 1998. Geometric analysis of surface runoff and the computation order of unit elements in: distributed hydrological models. **Journal of Hydrology**, 211: 266-274.
- Villela, S. M.; Mattos, A. 1975. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw Hill Brasil, 245p.

Relação entre microclima e padrões fenológicos em Caxiuanã

Laura Suéllen Lisboa Ferreira, Priscila Sanjuan de Medeiros,
José Henrique Cattânio & Fabiano Bulcão de Almeida

RESUMO

Os estudos fenológicos são importantes para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas naturais e a reprodução dos indivíduos, principalmente nas florestas tropicais com poucas variações micrometeorológicas e as prováveis modificações que podem estar em curso, carreadas pelas mudanças climáticas. Através de estudos fenológicos de indivíduos da família das Lecythydaceae, bem como da produção de liteira do ecossistema florestal e indivíduos de fungos poroides investigou-se o quanto pequenas variações no microclima e topografia podem modificar os padrões reprodutivos na Flona de Caxiuanã (PA). Durante um ano de estudo, das trinta árvores observadas, somente sete indivíduos apresentaram a fenofase floração e cinco indivíduos apresentaram a fenofase frutificação. A maioria dos indivíduos floriu no início das chuvas, sendo que apenas dois indivíduos produziram flores ao final do período seco-chuvoso (novembro-janeiro). Em relação à produção de liteira, foi observada uma sazonalidade bem estabelecida, adaptada às variações do clima durante o ano. Um pequeno gradiente topográfico foi suficiente para gerar diferenças na comunidade de fungos poroides, com um maior número de espécies na região denominada de intermediária. O maior número de indivíduos foi encontrado quando iniciaram as primeiras chuvas na estação chuvosa e a riqueza esteve diretamente correlacionada com a pluviosidade. São necessários estudos mais detalhados em relação ao tempo, para fazer inferências sobre variações microclimáticas diárias e sazonais.

Introdução

O estudo dos efeitos de fatores bióticos e abióticos sobre a ocorrência de fenômenos naturais repetitivos, tais como reprodução e crescimento dos organismos, é conhecido como fenologia (Lieth, 1974; Rathcke & Lacey, 1985). Estudos fenológicos são essenciais para se entender a ecologia e a evolução das espécies e comunidades, especialmente nos trópicos (Newstrom; Frankie & Baker, 1994). O desmatamento acelerado e a fragmentação dos hábitat têm sido considerados os principais fatores

responsáveis pelas rápidas alterações climáticas que afetam diversos processos da ecologia das florestas tropicais (Laurance; Williamson, 2001), inclusive a fenologia dos organismos (Laurance et al., 2003). Prever a resposta da biodiversidade às alterações climáticas tornou-se, recentemente, um campo bem ativo de pesquisa (Dillon et al., 2010; Pereira et al., 2010; Salamin et al., 2010; Beaumont et al., 2011; Dawson et al., 2011; McMahon et al., 2011).

Previsões sobre as mudanças climáticas desempenham um papel importante no sentido de alertar os cientistas e tomadores de decisão para os potenciais riscos futuros, fornecer um meio para reforçar a atribuição de mudanças biológicas às mudanças climáticas e apoiar o desenvolvimento de estratégias pró-ativas para reduzir os impactos sobre a biodiversidade (Pereira et al., 2010; Parmesan et al., 2011). Há uma necessidade premente de rever o entendimento atual dos efeitos da mudança do clima na biodiversidade ou na capacidade de projetar impactos futuros utilizando modelos.

Mudanças climáticas podem interferir em múltiplos componentes, afetando todos os níveis da biodiversidade, desde os organismos até o bioma (Parmesan, 2006), assim como suas interações podem ser agravadas, como resistência, migração e resiliência (Botkin et al., 2007). Entretanto, a maioria dos estudos são centrados em impactos em níveis organizacionais mais elevados, e os efeitos específicos das mudanças climáticas têm sido exploradas apenas para um número reduzido de espécies (Bellard et al., 2012), e na maioria das espécies o principal impacto das mudanças climáticas pode ser mediado pela sincronia entre as necessidades de alimento e hábitat. Mudanças na temperatura, associadas às mudanças climáticas em altas latitudes têm levado a rápidas mudanças fenológicas em plantas com flores e insetos polinizadores, causando desequilíbrios entre populações de plantas com seus respectivos polinizadores (Roy & Sparks, 2000; Fitter & Fitter, 2002; Peñuelas et al., 2002; Parmesan & Yohe, 2003; Root et al., 2003; Visser & Both, 2005; Menzel et al., 2006; Parmesan, 2006; Dillon et al., 2010), que podem levar à extinção tanto de plantas como dos polinizadores (Rafferty & Ives, 2011).

Os estudos fenológicos são importantes para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas florestais e da reprodução das plantas (Morellato et al., 1990). Em algumas espécies de árvores nos EUA, a

data da primeira floração no ano tem avançado 46 dias ao longo de 30 anos (Abu-Asab et al., 2001), enquanto outras permaneceram inalteradas (Bradley et al., 1999) ou mesmo adiantaram o florescimento (Fitter & Fitter 2002). Em geral, as espécies que florescem no início da temporada têm apresentado os maiores adiantamentos na data de início da floração (Fitter & Fitter, 2002). Contudo, as direções e magnitudes das respostas fenológicas em relação às alterações climáticas são altamente variáveis (Rafferty & Ives, 2011), sendo que a latitude ainda não é um importante prognóstico de impactos das mudanças climáticas sobre a fenologia (Parmesan, 2007). Somente observações de campo com longa duração podem revelar complexas interdependências entre as espécies, um componente essencial para estimar as futuras respostas ao aquecimento global (Parmesan, 2006).

Nas florestas tropicais úmidas, a fenologia das espécies vegetais pode ser menos sensível à temperatura e ao fotoperíodo, e mais sintonizada com as mudanças sazonais da precipitação (Reich, 1995; Sanchez-Azofeifa et al., 2003). Nessas florestas, as características mais significantes são o elevado calor e a elevada umidade contínua, que favorecem o crescimento das plantas ao longo do ano (Richards, 1952), resultando em uma diversidade de estratégias adaptativas e padrões fenológicos mais variados que em outros biomas. Mudanças estimadas nas taxas metabólicas de organismos terrestres nos trópicos são significativas, equivalentes em magnitude às das regiões de clima temperado, muito maior do que aqueles no Ártico, mesmo que a mudança de temperatura tropical seja relativamente pequena (Dillon et al., 2010).

A fenologia das plantas descreve eventos biológicos repetitivos, em nível de população ou comunidade, relacionando as épocas de floração, frutificação e queda de folhas a fatores bióticos e abióticos (Ferraz et al., 1999; Pedroni et al., 2002). Com o crescimento e o aumento da idade das árvores, inicia-se a queda de folhas, gravetos e partes reprodutivas, formando a camada de liteira. A liteira constitui-se na camada de detritos vegetais (folhas, ramos, caules, cascas, frutos, flores) e animais, disposta na superfície do solo, a qual reflete um equilíbrio entre a produção e a decomposição no sistema (Olson, 1963).

Alguns estudos reconhecem que a formação do corpo de frutificação dos fungos, que participam do processo de decomposição da liteira, é sazonal e dependente de fatores meteorológicos, especialmente

temperatura e precipitação (Arnold, 1981). Pesquisadores têm tentado encontrar relações diretas entre a frutificação dos fungos e padrões climáticos, demonstrando que uma condição importante para o desenvolvimento de fungos é um período de chuva após uma seca. Entretanto, o excesso de água no solo inibe a produção do basidioma (Becker, 1956 apud Lagana et al., 2002).

De acordo com Singer & Araújo (1979), devido às altas taxas pluviométricas encontradas nas florestas tropicais, a produção de corpos de frutificação de fungos saprófitos deveria ocorrer durante todo o ano. Entretanto, a umidade que entra no sistema com a pluviosidade sofre influência da topografia, originando regiões com microclima distintos, o que pode afetar a ocorrência das espécies, principalmente em períodos de baixa pluviosidade, nos quais a umidade, em alguns casos, torna-se um fator limitante (Braga-Neto et al., 2007).

A interação da dinâmica florestal com características edáficas ou climáticas tem sido uma preocupação constante dos pesquisadores. No entanto, poucos estudos são direcionados para a investigação conjunta entre as populações e variáveis ambientais climáticas que sustentam o ecossistema, portanto, são contribuições relevantes para a compreensão da dinâmica e manutenção de um ecossistema florestal. Este trabalho tem como objetivo correlacionar a fenologia de indivíduos florestais da família das Lecytidaceae e de fungos saprófitos com fatores microclimáticos ao longo de um gradiente topográfico em uma floresta primária em Caxiuanã, na Amazônia Oriental. Se existe preferências microclimáticas por determinadas espécies ou por determinar padrões fenológicos, pode-se prever que mudanças no microclima podem favorecer ou impedir a perpetuação de determinadas espécies.

Metodologia

Este trabalho foi desenvolvido na Floresta Nacional de Caxiuanã (Flona de Caxiuanã), entre 1°42'30"S e 51°31'45"W (Figura 1), localizada em terras dos municípios de Melgaço (30%) e Portel (70%), no estado do Pará, na Amazônia Oriental, entre a ilha do Marajó e o rio Xingu (Lisboa, 2009).

Segundo a classificação climática de Köppen, a Flona de Caxiuanã apresenta clima do tipo tropical quente e úmido, classificado com subtipo

climático *Am* (Peel et al., 2007), caracterizado por uma curta estação seca entre os meses de agosto e novembro. Ocorre uma distribuição regular das chuvas durante o ano, porém com uma sazonalidade definida, sendo os meses de julho a dezembro o período mais seco. A temperatura média anual é de 26°C, com os valores médios de temperatura mínima e máxima variando de 22°C a 32°C, respectivamente, com umidade relativa do ar em torno de 70% nos períodos mais secos e cerca de 90% na época chuvosa (Costa et al., 2009).

O relevo é plano, com uma elevação do terreno variando entre 19 a 47 metros acima do nível do mar (Miranda-Santos et al., 2007). Os solos são do tipo Latossolo Amarelo de origem terciária, com textura argilo-arenosa, ácidos, profundos e oligotróficos (Almeida et al., 1993). Na Flona de Caxiuana encontra-se a grade amostral do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), situada na margem esquerda da baía de Caxiuana (Figura 1). Na grade do PPBio foram selecionadas três

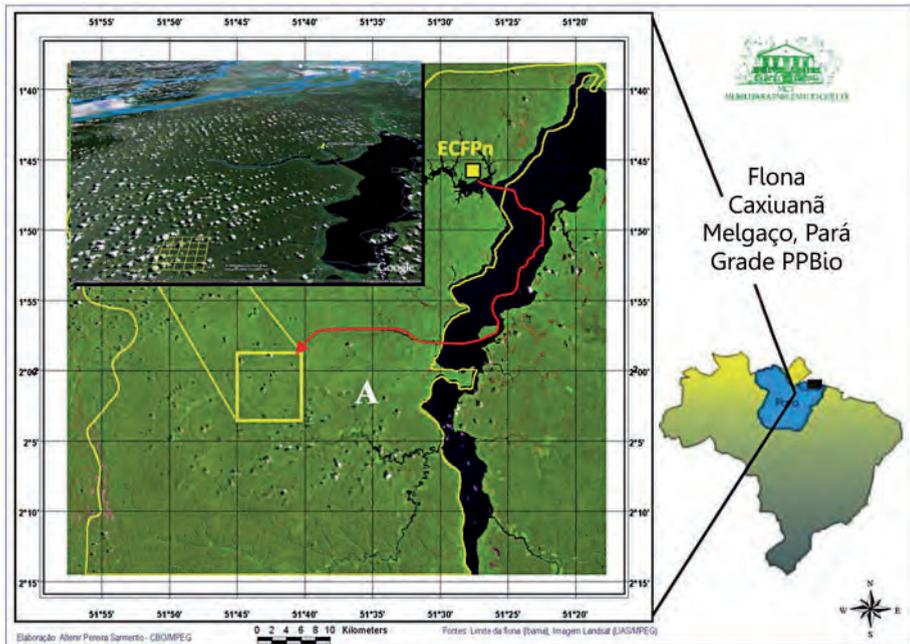


Figura 1. Localização da Floresta Nacional (Flona) de Caxiuana e da Estação Científica Ferreira Pena (ECFPn), com destaque (A) para a área do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), no interior da Flona de Caxiuana.

áreas que apresentam as subtipologias denominadas Baixio (Zona de Baixio), Intermediário (Zona de Vertente) e Platô (Zona de Platô).

Os dados micrometeorológicos foram obtidos a partir de aparelhos "datalogger Hobo Pro v2", distribuídos nas parcelas selecionadas, onde foram acoplados nas árvores para coleta automática de dados de temperatura (°C) e umidade relativa (%) a cada cinco minutos. Esses aparelhos foram distribuídos em três alturas distintas (copa de sol, copa de sombra e acima do solo) em todas as áreas, nas três topografias (platô, intermediário e baixio), conforme descrito acima.

Distribuição e florística de Lecythydaceae - nas três áreas foram demarcadas parcelas de 10 m x 100 m, nas quais foram distribuídas três parcelas para cada uma das topografias. Nessas parcelas foram levantados todos os indivíduos arbóreos acima de 10 cm de diâmetro, com auxílio de um botânico do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), anotando nome vulgar, gênero, espécie, e medidos o diâmetro à altura do peito (DAP), e todos foram demarcados no campo. Dos indivíduos não identificados no campo foi coletado material fértil para identificação no herbário do MPEG. As observações mensais da fenologia foram realizadas no período de agosto de 2009 a julho de 2010, com auxílio de binóculo, registrando-se a presença ou ausência das seguintes fenofases: floração (aparecimento dos botões florais até a floração propriamente dita) e frutificação (frutos imaturos e maduros). O método utilizado foi o índice de atividade de caráter quantitativo, o qual também estima a sincronia entre indivíduos de uma população (Morellato et al., 1990).

Análise da Queda de Liteira - em cada um das parcelas de 10 m x 100 m, nas três variações topográficas, foram distribuídos aleatoriamente doze coletores de 0,5 m x 0,5 m, totalizando 108 coletores de liteira. As coletas foram realizadas mensalmente, no período de agosto de 2009 a julho de 2010. Após a coleta, o material foi processado segundo a metodologia descrita por Freitas & Almeida (2003).

Distribuição e Fenologia de Fungos Poroides (Agaricomycetes) - em cada um dos níveis do perfil topográfico (Platô, Intermediário, Baixio) foi demarcada uma parcela de 20 x 250 m², utilizando fita do tipo zebra, totalizando nove parcelas (três repetições). Todos os fungos poroides encontrados nestas parcelas foram marcados e, quando possível, o crescimento foi acompanhado mensalmente. No período

de julho de 2009 a julho de 2010 foi coletada uma amostra da estrutura reprodutiva, para a identificação taxonômica em laboratório. A coleta dos fungos macroscópicos seguiu os métodos de coleta e preservação citados por Fidalgo & Bononi (1989), e a identificação dos espécimes foi baseada em observações macroscópicas e microscópicas, utilizando-se a literatura especializada.

Para a avaliação das variações temporais de eventos fenológicos dos fungos poroides foi utilizado o Índice de Atividade (IA), que tem caráter quantitativo e indica a proporção dos indivíduos amostrados manifestando determinado evento fenológico. Os estimadores de riqueza Jackknife1 e Chao2 foram utilizados, seguindo as recomendações de Colwell et al. (2004). Foi usado o índice de Shannon-Wiener, que avalia a riqueza e a equitabilidade das amostras, para estimar a diversidade dos fungos poroides. A análise de variância (ANOVA e Kruskal-Wallis) foi utilizada para verificar se houve diferença no número de indivíduos, riqueza e diversidade nas diferentes regiões (Baixo, Intermediário e Platô) dos gradientes topográficos e entre a riqueza e densidade dos fungos nos períodos sazonais.

Resultados e discussão

Na comparação da ocorrência de chuvas em uma série temporal de vinte anos, os meses mais chuvosos vão de janeiro a junho, sendo os meses mais secos entre julho e dezembro (Figura 2). Observa-se que a frequência das chuvas no ano do estudo ficou muito acima da média anual de vinte anos, e neste mesmo ano a seca também ficou abaixo dessa média. Para o ano de 2010, as chuvas ocorreram dentro da média climatológica, no entanto, no mês de abril/2010 a média mensal foi 1,8 vezes superior à registrada na média climatológica para este mesmo mês. Analisando o comportamento das chuvas durante o ano, este revela que, apesar de apresentar maiores índices precipitação no período chuvoso do que a média climatológica, as chuvas foram mais frequentes nos mesmos meses.

Descrevendo os padrões de chuva na forma de estações, pode-se afirmar que os meses de agosto, setembro, outubro e novembro são os mais secos do ano; os meses de dezembro e janeiro são os intermediários chuvosos, ou seja, período em que se iniciam as chuvas no ano; e os

meses de fevereiro, março, abril e maio os mais chuvosos, quando ocorrem as maiores precipitações. Finalmente, os meses de junho e julho são classificados aqui como meses intermediários secos, momento em que as chuvas vão diminuindo e o ecossistema prepara-se para enfrentar o período seco, conforme pode ser comprovado na análise climatológica de vinte anos (Figura 2).

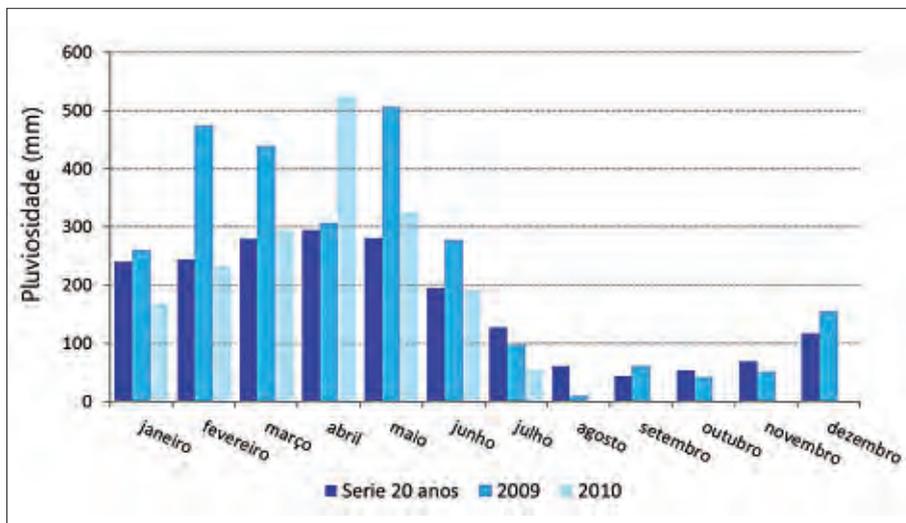


Figura 2. Comportamento sazonal das chuvas nos meses de janeiro de 2009 a julho de 2010, em comparação a uma série de vinte anos (média climatológica) em Caxiuana (PA).

A temperatura tem comportamento semelhante ao da precipitação, sendo que as maiores amplitudes térmicas, com temperaturas mais elevadas durante o dia e temperaturas mais baixas durante a noite, ocorreram no período seco (Figura 3), e as amplitudes térmicas menores, quando as temperaturas máximas mais baixas e as mínimas mais altas foram observadas no período chuvoso. Em relação à temperatura, o maior número de indivíduos floridos foi registrado no período chuvoso, ou seja, quando a variação entre as temperaturas máximas e mínimas são menores (Figura 3). Contudo, o mecanismo para início da floração (gatilho para a floração) parece ser influenciado pelas maiores amplitudes térmicas, onde as máximas ficam entre 29 e 31 °C, nos meses de novembro a dezembro.

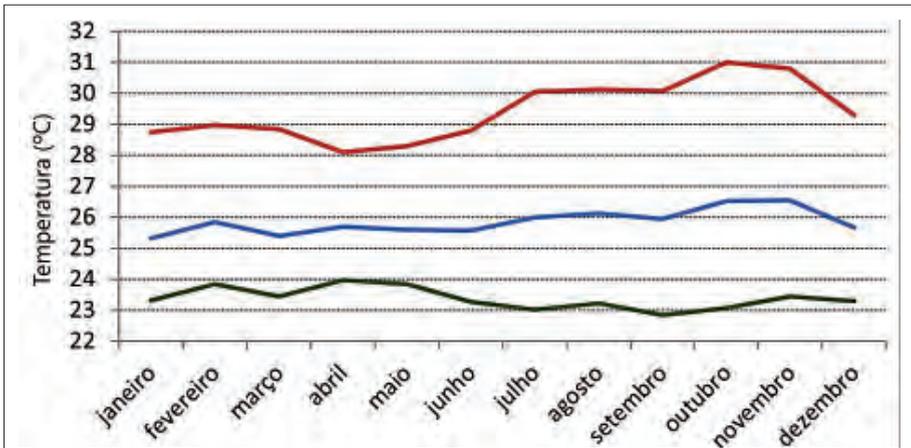


Figura 3. Dados micrometeorológicos de temperatura (médica, máxima e mínima) fornecidos pelos sensores de temperatura instalados abaixo da copa das árvores de sol em Caxiuanã.

Florística de Lecythidaceae em Caxiuanã

Em 0,9 ha inventariados na Flona de Caxiuanã foram encontradas 124 espécies, distribuídas em 33 famílias botânicas, com DAP variando entre 10,0 e 98,4 cm. As famílias mais ricas em número de espécies foram Sapotaceae (17 espécies), Chrysobalanaceae (10 espécies), Lecythidaceae (10 espécies) e Caesalpiniaceae (8 espécies). As famílias mais abundantes em número de indivíduos foram Sapotaceae (65 indivíduos), Chrysobalanaceae (52 indivíduos) e Caesalpiniaceae (40 indivíduos). Devido ao fato de a família das Lecythidaceae ter sido encontrada em três topografias diferentes (baixo, intermediário e platô), esta foi usada para avaliações fenológicas durante um ano de estudo.

A família Lecythidaceae é um grupo monofilético¹, e predominantemente Neotropical² (Mori, 2004), com maior diversidade e densidade de árvores da família Lecythidaceae encontradas na Amazônia (Mori et al., 2001),

¹ Denomina-se de monofilético um grupo de organismos (que pode ser um táxon) que inclui todas as espécies derivadas de uma única espécie ancestral, incluindo esse mesmo ancestral.

² A região neotropical é a região biogeográfica que compreende a América Central, incluindo a parte sul do México e da península da Baixa Califórnia, o sul da Flórida, todas as ilhas do Caribe e a América do Sul.

provavelmente correlacionado com a evolução das flores monossimétricas³, muitas vezes vistosas e aromáticas (Knudsen & Mori, 1996). São polinizadas por diversos grupos de abelhas e raramente por morcegos (Prance, 1976; Mori & Prance, 1987), com dispersão de sementes por vento, aves, morcegos e tantos outros pequenos mamíferos (Tsou & Mori, 2002). As plantas desta família tendem a florescer na estação seca e frutificar no começo da estação chuvosa (Maués & Oliveira 1999), entretanto, sabe-se que a relação entre a floração e a frutificação é baixíssima, visto que apenas cerca de 0,4% das flores emitidas resultam em frutos maduros. Em áreas onde não há estação seca, outros fatores podem influenciar esses eventos fenológicos, tais como maior duração do brilho solar (Mori & Prance, 1987).

No período de um ano de observação, das 30 árvores de porte adulto (acima de 20 cm de diâmetro) marcadas, foi observada a presença da fenofase floração em apenas sete indivíduos e a fenofase frutificação em apenas cinco indivíduos (Tabela 1).

Diferentemente do que é registrado na literatura, a maioria dos indivíduos floresceram no período das chuvas (Figura 2), sendo que apenas dois produziram flores no período intermediário chuvoso (novembro-janeiro) e um produziu flores no período intermediário seco (Tabela 1), sendo este último o único indivíduo localizado na topografia de baixio que produziu flores. Quando se comparam as topografias, percebe-se que a quase totalidade dos indivíduos que floresceram encontrava-se na topografia mais alta do ecossistema de terra firme.

Um indivíduo da espécie *E. coriacea*, localizado na topografia de platô, apresentou a fenofase floração nos meses de novembro/2009 a janeiro/2010 (Tabela 1), período compreendido no final da estação seca e início da estação chuvosa (Figura 2), começando a frutificar nos meses de fevereiro a abril, já na estação chuvosa. Esse comportamento é semelhante aos dados fenológicos da maioria das espécies encontradas na Amazônia, onde as espécies apresentam fenofases em conciliação com o regimento de chuvas, florescendo na estação seca e frutificando na estação chuvosa

³ Zigomorfas, dorsiventral ou monossimétricas, quando as flores têm um único plano de simetria, e cada metade é a imagem espelhada do outro (<http://botanicavegetal.blogspot.com/2011/04/la-flor.html> acesso 24/05/2011).

(Araújo, 1970; Alencar et al., 1979; Magalhães & Alencar, 1979; Alencar, 1991). Já as espécies *E. amazonica* e *E. apiculata* tiveram sua floração nos meses de fevereiro a abril, e frutificação de maio a julho, diferentemente da espécie *E. coriacea*, esses indivíduos apresentaram floração na estação chuvosa e frutificação no início da estação seca.

Tabela 1. Floração e frutificação de indivíduos acima de 20 cm de diâmetro pertencentes a família das Lecythidaceae, em três topografias em Caxiuanã, Pará. (— significa ausência da fenofase).

Espécies	Topografia	Nº da árvore	DAP (cm)	Altura (m)	Fenofases	
					Flor	Fruto
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	7	45,2	9	mai-ago	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	8	22,3	6	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	9	25,5	9	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	17	40,1	10	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	18	44,0	18	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	19	39,5	9	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	20	26,8	14	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	21	24,2	15	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	22	63,7	17	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Baixio	23	55,7	15	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Intermediário	4	40,5	10	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Intermediário	5	44,6	9	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Intermediário	6	77,1	17	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Intermediário	24	63,7	20	fev-abr	mai-jul
<i>Eschweilera pedicellata</i>	Intermediário	26	49,7	20	—	—
<i>Eschweilera sagotiana</i>	Intermediário	25	45,9	13	—	—
<i>Lecythis idatimon</i>	Intermediário	13	40,4	15	—	—
<i>Lecythis idatimon</i>	Intermediário	15	52,9	20	—	—
<i>Lecythis jarana</i>	Intermediário	14	74,8	10	—	—
<i>Eschweilera micrantha</i>	Intermediário	16	47,5	15	—	—
<i>Couratari stellata</i>	Platô	12	29,9	11	—	—
<i>Couratari stellata</i>	Platô	29	55,7	28	fev-abr	mai-jul
<i>Eschweilera amazonica</i>	Platô	30	55,7	20	fev-abr	—
<i>Eschweilera apiculata</i>	Platô	28	48,7	25	fev-mar	mar-mai
<i>Eschweilera coriacea</i>	Platô	1	36,6	17	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Platô	2	32,8	15	nov-jan	fev-abr
<i>Eschweilera coriacea</i>	Platô	3	41,4	14	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Platô	10	47,8	18	—	—
<i>Eschweilera coriacea</i>	Platô	11	28,0	18	—	—
<i>Lecythis idatimon</i>	Platô	27	31,9	12	nov-jan	fev-mai

Segundo Alencar (1994), fatores abióticos como a precipitação pode interferir de forma direta sobre a floração, por afetarem a habilidade de uma planta em produzir flores ou interferir de forma indireta, por dissimularem os polinizadores. Já Tutin & Fernandez (1993) salientam a necessidade de se ter cautela ao relacionar as fenofases reprodutivas com a estação chuvosa em florestas tropicais, pois em seu estudo em florestas úmidas no Gabão, observaram que as temperaturas mínimas ocorridas na estação seca anterior às primeiras chuvas foi o principal fator ambiental relacionado à frutificação de algumas espécies. Entretanto, os dados revelam que a maioria dos indivíduos estudados (76,7%) não apresentaram fenofase de floração e, conseqüentemente, não frutificaram (Tabela 1), sendo que a maioria apresentou floração no período chuvoso, contrariando o registrado na literatura no sentido de o período seco facilitar a atividade de polinizadores, conforme já descrito. Estudos revelam que algumas espécies da floresta amazônica têm periodicidade de floração anual, outras espécies anuais irregulares e até bianual ou quinquenal (Alencar, 1994). Os dados apresentados aqui revelam que a maioria dos indivíduos de uma mesma espécie (ex: *Eschweilera coriacea*) não apresentaram floração durante o ano de estudo, indicando que a periodicidade de floração não é uma determinante da espécie e sim de cada um dos indivíduos.

Em um levantamento realizado na Reserva Ducke, Lima-Junior (1992) observou cinco espécies de Lecythidaceae, e apenas *Lecythis zabucaja* teve pico da floração na estação seca e as outras espécies, *Lecythis prancei*, *Cariniana micrantha*, *Corythophora alta* e *Corythophora rimoso*, tiveram o pico de floração na estação chuvosa, sendo que Alencar (1991) sugere que este comportamento diferenciado pode estar correlacionado principalmente com o tipo de polinizador. Gautier & Spichiger (1986) também mencionam a existência de espécies arrítmicas, que não têm prazo especial de floração, o que coincide com a floração encontrada neste trabalho, entretanto, o fator para a maioria dos indivíduos não florir durante o ano de estudo ainda é desconhecido.

Todos os indivíduos arbóreos que frutificaram, iniciaram a frutificação três meses após o início da floração, durante ou no início da estação chuvosa (Tabela 1), sendo que dois indivíduos observados produziram flores, mas não produziram frutos durante o período do estudo. O fato de não terem produzido frutos pode estar relacionado a um baixo

número de polinizadores, a predação das flores por animais, a fatores genéticos ou até mesmo mudanças nos padrões de floração devido a fatores climáticos.

O fato de que nem todos os indivíduos da família das Lecytidaceae estudados iniciarem o processo reprodutivo pode estar ligado às condições meteorológicas ocorridas nos anos de estudo e, na comparação com a climatologia da região, houve um aumento expressivo da ocorrência de precipitação nos meses chuvosos e uma menor precipitação nos meses secos, considerado os dados de climatologia de trinta anos (Figura 2).

Sazonalidade na produção de liteira

Em relação à massa total, nota-se que há uma constante queda de folhas, galhos, flores e frutos (Figura 4) durante todo o ano, sendo que a fração foliar (73,6% do total de liteira) foi a mais representativa na composição de liteira, seguida de galhos (25,0%), frutos (3,9%) e flores (3,9%). Para melhor estudar a queda dos componentes da liteira, os dois períodos sazonais do ano foram divididos em quatro trimestres (Figura 4a), correspondentes aos aspectos climáticos da região: chuvoso (março-abril-maio), chuvoso-seco (junho-julho-agosto), seco (setembro-outubro-novembro) e seco-chuvoso (dezembro-janeiro-fevereiro).

Através da análise de Fisher's LSD, a queda de folhas (Figura 4b) foi significativamente maior ($p < 0,001$) nos períodos chuvoso-seco e seco, em comparação aos períodos seco-chuvoso e chuvoso, não sendo observada variação estatística significativa entre as topografias estudadas ($p > 0,05$). De uma forma geral, a queda de folhas na área estudada ocorreu no período de menor frequência de chuva. No período chuvoso-seco e seco, apenas a topografia de platô difere significativamente da topografia intermediária e baixo ($p = 0,05$), respectivamente.

A relação inversa entre a disponibilidade hídrica, menor no período seco, e a grande área foliar em floresta tropical, reflete uma importante estratégia a de minimizar os efeitos da escassez de água, por meio de intensificação da queda de liteira na floresta e produção de folhas novas com mais agilidade, para controle das perdas de água. Segundo Huete et al. (2006), essa perda de grande quantidade de folhas durante o

período seco pode ser resultado do estresse hídrico sofrido pela planta, que perde folhas para minimizar o efeito da escassez de água, porém, outros autores revelam que a grande queda das folhas é motivada pela sazonalidade da radiação solar, ao invés das chuvas (Wright & Van Shaik, 1994). Os dados obtidos neste estudo revelam que o estresse hídrico do solo, bem como o aumento de radiação solar são fatores que acionam o gatilho para a queda das folhas, visto que, com a chegada do período seco torna-se necessário aumentar o controle da perda de água pelos estômatos, ocasionada pelo estresse hídrico do solo e pela diminuição da umidade relativa do ar, bem como aumentar a eficiência fotossintética, com a maior incidência de radiação solar chegando ao topo da floresta. Em consequência, a troca das folhas se dá justamente no período mais seco do ano.

A queda de flores (Figura 4c) foi significativamente menor ($p < 0,01$) no platô e no período seco-chuvoso, não havendo variação significativa ($p > 0,05$) entre as topografias baixas e intermediárias, e nem entre os períodos seco-chuvoso, chuvoso e seco. Apenas nos períodos seco e seco-chuvoso houve diferença significativa ($p < 0,05$) na queda de flores entre as topografias. Estes resultados mostram que as plantas tendem a iniciar o processo de floração no período chuvoso-seco e seco, quando há menos interferência climatológica para a dispersão de atrativos no ar e menor dificuldade (chuva e vento) para que os polinizadores os possam fecundar as flores.

Fatores abióticos são fortemente correlacionados com o florescimento de espécies e, em alguns casos, até mesmo a fisiologia dos indivíduos pode influenciar nesta floração. Nas regiões neotropicais sazonais, as espécies arbóreas florescem tanto na estação seca quanto na chuvosa, sendo que algumas espécies não florescem no período de um ano (Rathcke & Lacey, 1985). Em florestas tropicais, em que as árvores florescem em resposta à precipitação, as chuvas podem causar uma variação desigual no hábitat, provocando uma assincronia na floração das espécies e entre as espécies (Augspurger, 1983). A floração em massa nas florestas tropicais é comum entre árvores que florescem durante a estiagem, enquanto a floração de estado estacionário é encontrada na maioria das espécies de sub-bosque (Janzen, 1967; Gentry, 1974; Frankie et al., 1974; Augspurger, 1983; Bawa, 1983), diferentemente da análise de Borchert (1983).

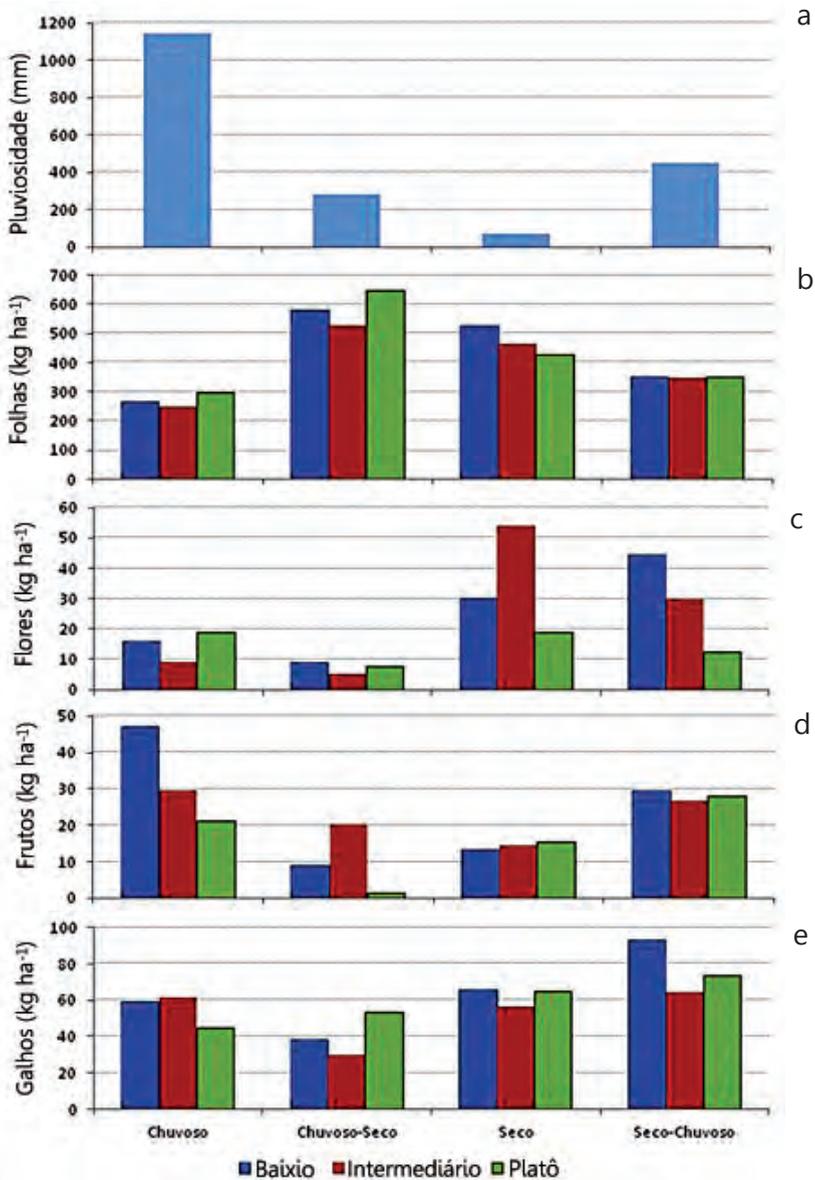


Figura 4. Variação sazonal da pluviosidade (a), chuvoso (março-abril-maio), chuvoso-seco (junho-julho-agosto), seco (setembro-outubro-novembro) e seco-chuvoso (dezembro-janeiro-fevereiro), em relação à queda de folhas (b), flores (c), frutos (d) e galhos (e) nas diferentes variações topográficas (baixo, intermediário e platô) em Caxiuanã (PA).

Os resultados revelaram que há uma preferência para iniciar o processo reprodutivo ao final do período chuvoso-seco, intensificando-se no período seco e indo até o período seco-chuvoso, principalmente nas topografias de baixio e intermediária. Entretanto, este padrão não está bem claro na topografia de platô, ou seja, ocorre uma floração constante de espécies ocorrentes nesta topografia, independente da estação do ano. Neste sentido, é importante ressaltar que a diferença na estrutura da população, quando comparado o baixio com o platô, revelam estratégias distintas para a produção de flores ou, mais especificamente, que a diversidade de indivíduos dentro das espécies pode ser maior nas populações que vivem nas áreas de platô, resultando em uma produção de flores diferenciada dentro da população.

Foi encontrada uma diferença significativa na queda de frutos ($p < 0,001$) entre as topografias de baixio e intermediária, comparada à topografia de platô, bem como entre os períodos de seco-chuvoso, chuvoso e seco, em comparação ao período chuvoso-seco (Figura 4c). No período chuvoso, a produção de frutos na topografia de baixio foi significativamente maior ($p < 0,01$) do que as outras duas topografias estudadas. No período chuvoso-seco, a topografia intermediária diferiu significativamente ($p < 0,05$) em queda de frutos, quando comparada com a topografia de platô, e ambas não diferiram da topografia de baixio, sendo que nos outros períodos não foi encontrada uma variação significativa entre as diferentes topografias (Figura 4d). Os resultados revelam que a produção de frutos na Flona de Caxiuanã ocorre, preferencialmente, entre o período seco-chuvoso e chuvoso para todas as topografias. Isto facilita que os frutos transportem as sementes ao solo diretamente ou através de dispersores, no momento em que há maior disponibilidade de água no sistema liteira-solo.

Em florestas tropicais sazonais, onde a permanência das sementes no solo deve ser a mínima possível (Garwood, 1983), algumas espécies de árvores amadurecem e liberam seus frutos no final da estação seca, quando os ventos alísios são fortes e muitas folhas caem (Janzen, 1967; Smythe, 1970; Lieberman, 1982). Essa estratégia, a mesma identificada neste trabalho, pode minimizar o tempo em que as sementes permanecem no solo, para germinar no início da estação chuvosa, o que é condizente com outros trabalhos realizados na Amazônia, os quais afirmam que as espécies com dispersão zoocóricas apresentam um pico de maturação dos frutos durante a estação chuvosa (Janzen, 1967; Karr, 1976).

Não foi encontrada uma diferença expressiva na queda de galhos entre as topografias intermediária e platô, sendo que a topografia de baixio diferiu significativamente ($p < 0,01$) apenas da topografia intermediária (Figura 4e). Em relação aos períodos sazonais, no seco-chuvoso a queda de galhos foi mais acentuada ($p < 0,01$) que nos outros períodos analisados, sendo que os períodos seco e chuvoso não diferiram entre si, mas com grande diferença ($p < 0,01$) do período chuvoso-seco, quando ocorreu menor queda. Quando focamos as topografias isoladamente em cada período sazonal, percebe-se que as topografias de baixio e intermediário se comportam como o descrito acima, entretanto, na topografia de platô a queda de galhos é menor no período chuvoso e vai aumentando até o período seco-chuvoso quando alcança uma diferença significativa em relação ao período chuvoso (Figura 4e). Em ambas as topografias foi observada uma intensa queda de galhos no período seco-chuvoso.

A quantidade de material não identificado (miscelânea) não diferiu entre as topografias, no entanto, teve um comportamento semelhante ao da queda de galhos, ou seja, uma produção significativa no período chuvoso, que se intensifica no período chuvoso-seco, seco e seco-chuvoso, que apresentou maior índice de queda de material, porém não foi identificado o fator determinante.

Florística de Fungos Poroides

Neste estudo, foram coletados 728 indivíduos de fungos poroides, classificados em 55 espécies e 18 gêneros de Ganodermataceae, Hyenochaetaceae, Meripilaceae, Meruliaceae e Polyporaceae. Cerca de 65% ($n = 36$) das espécies foram consideradas raras, 15 ocasionais, duas frequentes e apenas *Polyporus leprieurii* ($n = 99$) e *Phellinus gilvus* ($n = 85$) consideradas abundantes.

No ambiente de Baixio, ao longo de treze coletas foram encontrados 236 basidiomas de fungos poroides, classificados em 32 espécies, das quais 11 encontradas apenas nesse ambiente (Tabela 2). No Platô, foi encontrado o menor número de basidioma (234) e a menor riqueza (25 espécies), sendo apenas 28% consideradas exclusivas desse ambiente. Na parte Intermediária, foi encontrada a maior riqueza, com 35 espécies, sendo 34% consideradas exclusivas desse ambiente, num total de 258 indivíduos.

Apenas 14 espécies foram encontradas nos três ambientes, sendo que o índice de diversidade de Shannon (Tabela 2) foi maior para a área Intermediária, seguida por Baixo e Platô.

Tabela 2. Número total de basidioma, número de espécies, espécies exclusivas (porcentagem em relação ao total de espécies) e o índice de diversidade de Shannon de fungos poroides encontrados em cada nível topográfico (Baixo, Intermediário e Platô) na Flona de Caxiuanã.

Topografia	N° de Basidiomas	N° de Espécies	N° de Espécies Exclusivas	Diversidade de Shannon (H)
Baixo	236	32	11(34%)	0,93
Intermediário	258	35	12(34%)	1,04
Platô	234	25	7(28%)	0,87

A abundância e densidade de estruturas reprodutivas e a riqueza de espécies apresentam padrões definidos durante o ano e estão relacionados com os períodos sazonais (Figura 5).

A riqueza de espécies e a densidade de estruturas reprodutivas têm uma redução no período chuvoso-seco, sendo que a riqueza de espécies vai diminuindo até o período seco. Comparando-se a riqueza e

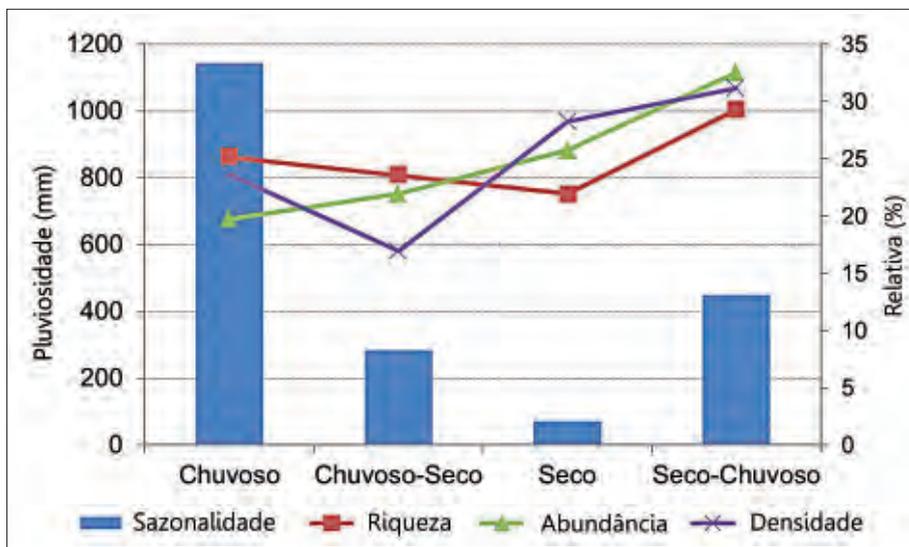


Figura 5. Riqueza, Abundância e Densidade de fungos poroides em relação aos períodos sazonais do ano em Caxiuanã (PA).

densidade de estruturas reprodutivas de fungos poroides com os períodos sazonais, verificou-se maior abundância relativa ($p < 0,05$) e densidade relativa ($p < 0,05$) no período seco, aumentando no período seco-chuvoso, quando a riqueza relativa também é maior. Os resultados revelam que a diversidade dos fungos poroides é maior imediatamente após as primeiras chuvas e quando a amplitude térmica começa a diminuir.

Esta estratégia reprodutiva parece adequar-se a dois importantes fatores: 1) nos períodos seco e seco-chuvoso aumenta a quantidade material lenhoso depositado no solo (Figura 4e), portanto, maior volume de material úmido para que os fungos possam colonizar e posteriormente se reproduzir, porém o excesso de água no material lenhoso pode inibir a respiração desses organismos e dificultar a sua colonização; 2) com a chegada das chuvas após o período seco, aumenta a umidade no substrato, facilitando o estabelecimento e o desenvolvimento das hifas. Por outro lado, a reprodução no período menos chuvoso pode facilitar a liberação e movimentação dos esporos, e diminuir os danos às estruturas reprodutivas.

Uma sazonalidade marcante foi encontrada na produção do corpo de frutificação de três espécies do gênero *Polyporus* (Figura 6). O índice de produção de basidioma dessas espécies foi maior no período intermediário entre o seco e o chuvoso, no entanto, esta diferença só foi significativa para *Polyporus guianenses* e *P. lepriurii* ($p < 0,05$). Em *P. dictyopus*, apesar do visível aumento da produção de basidioma no período das primeiras chuvas, a diferença não foi significativa ($p > 0,05$).

Embora os resultados deste estudo mostrem claramente que as espécies respondem às variações climáticas ao longo do ano, e que, apesar disto, observa-se um comportamento individualizado entre a fenologia e o clima, principalmente em árvores da família das Lecythidaceae, os métodos utilizados para estudos ecológicos não atendem ao comportamento microclimatológico diário ou às pequenas variações que podem ser relevantes para acionar os processos fisiológicos dos indivíduos estudados. As observações pontuais, semanais ou mensais, dos processos fisiológicos dos indivíduos, não captam as variações diárias de temperatura e de umidade, que se alteram ao longo das semanas e dos meses, e principalmente em decorrência de uma diferenciação topográfica (Figura 7).

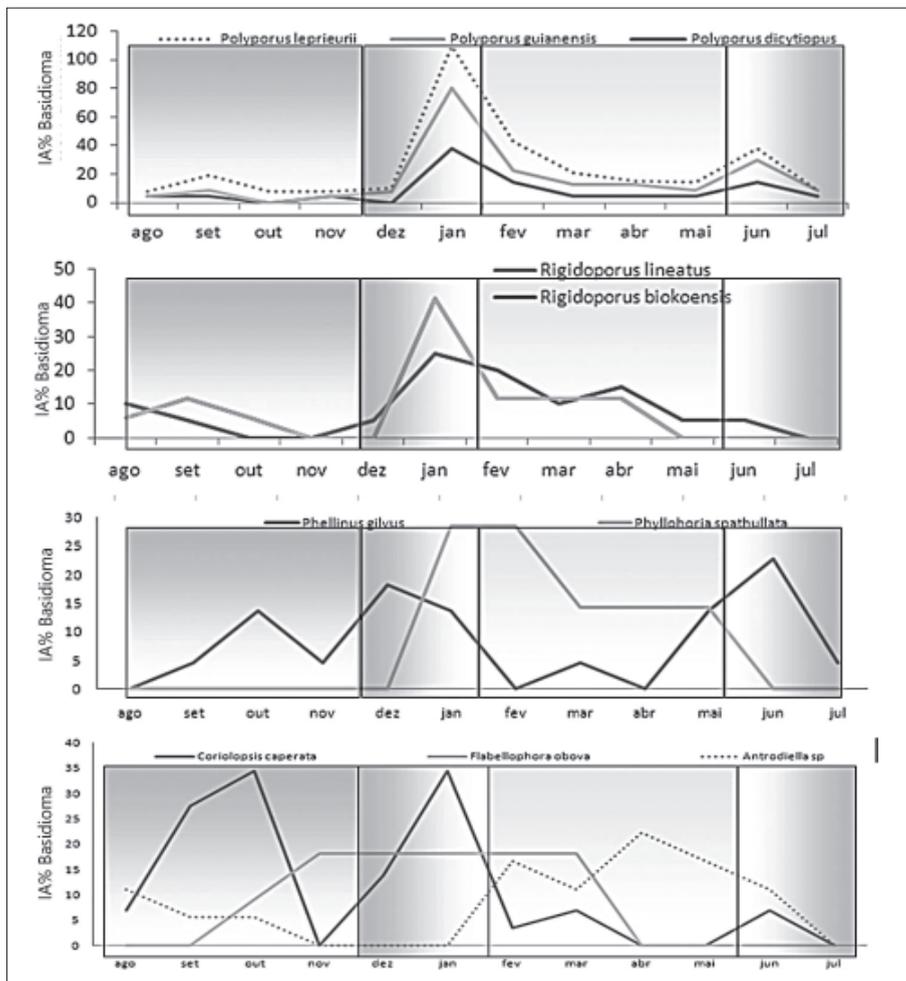


Figura 6. Índice de atividade (IA) da produção de basidioma (%) de fungos poroides do gênero ao longo de um ano. As barras dividem os períodos sazonais do ano, conforme descrito no texto.

Em pesquisas que objetivam correlacionar o microclima com padrões fenológicos, primeiramente deve-se identificar os padrões fenológicos das espécies observadas, conforme os procedimentos adotados neste estudo. Em virtude disso, recomenda-se que as pesquisas de campo sejam intensificadas, em intervalos alternados de quinze dias, para viabilizar as observações horárias, em função das mudanças térmicas ao longo do dia, principalmente na fase inicial do processo reprodutivo.

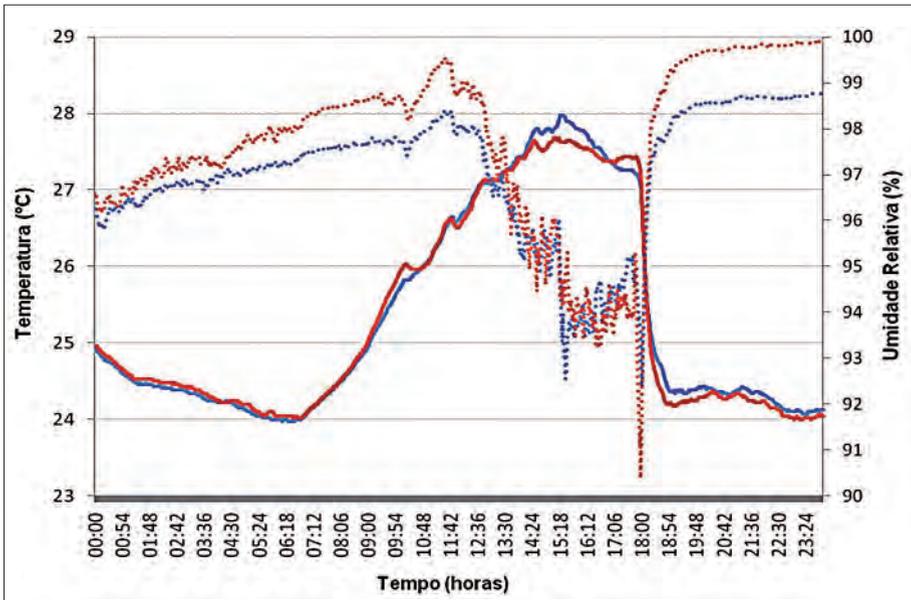


Figura 7. Temperatura (T, °C) para topografia de Baixo e Platô em comparação à Umidade Relativa (UR, %) para as mesmas topografias, durante o dia 11/12/2009, na Flona de Caxiuana (PA).

Como exemplo, estudos anteriores de fungos poroides (*Perenniporia* sp1) constataram que mesmo em intensidade moderada, a incidência de radiação solar sobre a estrutura reprodutiva ocasiona, conseqüentemente, uma elevação térmica necessária para a esporulação (Figura 8). Vale ressaltar que, apesar do período de seca, na véspera da verificação do evento *in loco*, ocorreu uma chuva torrencial na área estudada, o que certamente criou um microclima ideal para que esses organismos iniciassem o processo de dispersão de esporos. No mesmo local, observou-se que os fungos desta espécie que não estavam expostos à luz solar direta, não liberaram os esporos.

Estudos de microclima e atividades fisiológicas são extremamente importantes para entender até que ponto as espécies podem resistir e têm resiliência para suportar as mudanças climáticas e ambientais. Se cada espécie tem um micro-habitat com estrutura e condições microclimáticas ideais, quando há alterações, o indivíduo tende a procurar um ambiente com características semelhantes ao seu habitat natural, assim como as espécies que se deslocam em busca de alimento e para reprodução, sendo

afetadas direta ou indiretamente pela mudança na estrutura do hábitat. Dependendo do grau de especialização na escolha do hábitat, a população terá ou não dificuldades em encontrar um ambiente compatível em outro local, depois que o biótopo foi alterado, causando desde extinções locais até migrações, como é caso das aves (Nager et al., 1996).

Estudos bioclimáticos objetivam investigar a influência das formações vegetais no clima das áreas vizinhas e as diferenças entre o clima do interior e do exterior da área vegetada. Diante da possibilidade de mudanças do uso da terra, também podem prever quais serão as consequentes mudanças micrometeorológicas e sua interferência na bioclimatologia e biogeografia de espécies animais e vegetais. Entretanto, estudos que visem entender a variabilidade espacial (vertical e horizontal) dentro de floresta primária na Amazônia, associando à diversidade biológica, ainda são extremamente escassos. Esses fatores micrometeorológicos constituem aportes qualitativos para a elaboração de protocolo climático: como estudos de modelagem numérica para a simulação dos principais eixos de variabilidade microclimática e



Figura 8. Fungo Poliporoides do gênero *Perenniporia*, liberando seus esporos (nuvem branca - seta vermelha) logo após precipitação em período seco e uma incidência direta da radiação solar.

investigações experimentais baseadas na instrumentação disponível. Como categorias da investigação experimental são definidas: variabilidades temporais e espaciais. Dentre estas últimas, variabilidades verticais e horizontais, obedecendo à definição de estratégias experimentais iniciais, em função: i) da distância entre um curso de água e uma área de topografia mais elevada; ii) da variação em diferentes alturas entre o solo e a copa das árvores. Conforme verificado neste estudo, as variáveis espaciais sofrem forte influência da variável temporal, principalmente quando são comparados os períodos sazonais.

Conclusão

Existe uma interconexão entre as variáveis micrometeorológicas e os padrões fenológicos das espécies tanto arbóreas quanto dos fungos estudados. Devido à estabilidade climática da região, pequenas mudanças podem acarretar grandes modificações no comportamento reprodutivo das espécies tropicais.

As mudanças nos padrões micrometeorológicos podem forçar modificações no padrão de distribuição de espécies dentro do ecossistema, favorecendo determinadas espécies de fungos, em detrimento do desaparecimento de outras, diminuindo a riqueza de espécies.

Para a fenologia de fungos associada a fatores micrometeorológicos, há necessidade de intensificar as atividades de campo, para obter dados substanciais de outras variáveis, pois quando são comparadas somente as médias mensais de temperatura e umidade relativa, muitos dados e informações pontuais são desconsideradas.

Referências

- Abu-Asab, M.S. et al. 2001. Earlier plant flowering in spring as a response to global warming in the Washington, DC. **Biodiversity and Conservation**,10: 597-612.
- Alencar, J. D. C. 1994. Fenologia de cinco espécies arbóreas tropicais de Sapotaceae correlacionada a variáveis climáticas na Reserva Ducke, Manaus- Am. **Acta Amazonica**, 24(3/4): 161-182.
- Alencar, J. C. 1991. Estudos fenológicos de espécies florestais arbóreas e de palmeiras nativas da Amazônia. In: Val, A. L.; Figliuolo, R. & Feldberg, E. (Org.). **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia**: fatos e perspectivas, p. 215-220.

- Alencar, J. C.; Almeida, R. A.; Fernandes, N. P. 1979. Fenologia de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 9(1): 163-198.
- Almeida, S. S.; Lisboa, P. L. B.; Silva, A. S. L. 1993. Diversidade florística de uma comunidade arbórea da Estação Científica Ferreira Penna, em Caxiuana, PA. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Botânica**, 9(1): 93-188.
- Araujo, V. C. 1970. Fenologia de essências florestais amazônicas. **Boletim do INPA**, 4: 1-25.
- Arnolds, E. 1981. Ecology and coenology of microfungi in grasslands and moist heathlands in Drenthe, The Netherlands. Part 1. Introduction and synecology. **Bibl. Mycol**, 83: 1-410.
- Augsburger, C. K. 1983. Phenology, flowering synchrony, and fruit set of six neotropical shrubs. **Biotropica**, 15(4): 257-267.
- Bawa, K. S. 1983. Patterns of flowering in tropical plants. In: Jones, C. E.; Little, R. J. (Eds.). **Handbook of experimental pollination biology**. New York: Scientific and Academic. p.394-410.
- Beaumont, L. J. et al. 2011. Impacts of climate change on the world's most exceptional ecoregions. **Proc. Natl Acad. Sci.**, 108: 2306-2311.
- Bellard, C. et al. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters Review and Syntheses**.
- Borchert, R. 1983. Phenology and Control of Flowering in Tropical Trees. **Biotropica**, 15(2): 81-89.
- Botkin, D. B. et al. 2007. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. **Bioscience**, 57: 227-236.
- Bradley, N. L. et al. 1999. Phenological changes reflect climate change in Wisconsin. **Proc. Natl. Acad. Sci.**, 96: 9701-9704.
- Braga-Neto, R. et al. 2007. Leaf litter fungi in a Central Amazonian forest: the influence of rainfall, soil and topography on the distribution of fruiting bodies. **Biodiversity Conservation**, 17: 2701-2712.
- Colwell, M. A. et al. 2004. **Snowy Plover breeding in coastal northern California**. MRB Research.
- Costa, A. C. L. et al. 2009. Experimento ESECAFLOR-LBA em Caxiuana. In: Lisboa, P. L. B. (Org.). **Caxiuana: desafios para a conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia**. Museu Paraense Emílio Goeldi, p. 45-90.
- Dawson, T. P. et al. 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. **Science**, 332: 53-58.
- Dillon, M. E.; Wang, G. & Huey, R. B. 2010. Global metabolic impacts of recent climate warming. **Nature**, 467: 704-706.
- Ferraz, D. K.; Artes, R.; Mantovani, W.; Magalhães, L. 1999. Fenologia de árvores em fragmento de mata em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, 59(2): 305-310.
- Fidalgo, O.; Bononi, V. L. 1989. **Guia de coleta, preservação e herborização de material botânico**. Instituto de Botânica: São Paulo (Manual n° 4).

- Fitter, A. H.; Fitter, R. S. R. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. **Science**, 296: 1689-1691.
- Frankie, G. W. et al. 1974. A comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forest in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology**, 62(3): 881-919.
- Freitas, M. A.; Almeida, S. S. 2003. O Protocolo de liteira do projeto TEAM/MPEG-Caxiuaná, sua importância e dados preliminares. In: Montag, L. F. A.; Maschio, G. F. (Eds.). **Dez anos de pesquisa na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuaná**. Livro de Resumos, n. 6. Belém: MPEG.
- Garwood, N. C. 1983. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: a community study. **Ecology Monograph**, 53: 159-181.
- Gautier, L.; Spichiger, R. 1986. Ritmos de reproducción en el estrato arbóreo del Arboretum Jenaro Herrera (provincia de Requena, departamento de Loreto, Perú). Contribución al estudio de la flora y de la vegetación de la Amazonia Peruana. X. **Candollea**, 41(1): 193-207.
- Gentry, H. A. 1974. Flowering phenology and diversity in tropical Bignoniaceae. **Biotropica**, 6: 64-68.
- Huete, A. R. et al. 2006. Amazon rainforest green-up with Sun-light in dry season. **Geophysical Research Letters**, 33: 1-4.
- Janzen, D. H. 1967. Synchronization of sexual reproduction of trees within the Dry Season in Central America. **Evolution**, 21(3): 620-637.
- Karr, J. R. 1976. Seasonality, resource availability, and community diversity in tropical bird communities. **The American Naturalist**, 110: 973-94.
- Knudsen, J. T.; Mori, S. A. 1996. Floral scents and pollination in neotropical Lecythidaceae. **Biotropica**, 28: 42-60.
- Lagana, A. et al. 2002. Periodicity, fluctuations and successions of macrofungi in fir forests (*Abies alba* Miller) in Tuscany, Italy. **Forest Ecology and Management**, 169: 187-202.
- Laurance, W.F. et al. 2003. Rain-forest fragmentation and the phenology of Amazonian tree communities. **Journal of Tropical Ecology**, 19(3): 343-347.
- Laurance, W. F.; Williamson, G. B. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. **Conservation Biology**, 15(6): 1529-1535.
- Lieberman, D. 1982. Seasonality and phenology in a dry forest in Ghana. **Journal Ecology**, 70:791-806.
- Lieth, H. 1974. Purpose of a phenology book. In: Lieth, H. (ed.). **Phenology and seasonality modeling**. Berlin: Springer-Verlag, p. 3-19.
- Lima, W. P. 1987. **O reflorestamento com eucalipto e seus impactos ambientais**. São Paulo: Artpress, 114p.
- Lima-Junior, M. J. V. 1992. **Fenologia de cinco espécies de Lecythidaceae na Reserva Florestal Ducke, Manaus-AM**. Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisa; Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, 72p.

- Lisboa, P. L. B. 2009. **Caxiuanã**: desafios para a conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 672p.
- Magalhães, L. M. S.; Alencar, J. C. 1979. Fenologia do Pau-rosa (*Aniba duckei* Kostermans), Lauraceae, em floresta primária na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 9(2): 227-232.
- Maúes, M. M.; Oliveira, F. C. 1999. Fenologia reprodutiva e entomofauna polinizadora da castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl. Lecythidaceae) na Amazônia. In: **Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental**: contribuições do Projeto Embrapa/DFID. Belém: EMBRAPA-CPATU. (Documentos, 123).
- McMahon, S. M. et al. 2011. Improving assessment and modelling of climate change impacts on global terrestrial biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution**, 26: 249-259.
- Menzel, A. et al. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. **Global Change Biology**, 12: 1969-1976.
- Miranda-Santos, R.; Gavina J. L.; Thales, M. 2007. Topografia de Caxiuanã. I **Seminário Científico do PPBio**: Estratégias Científicas do Programa. Belém: MPEG/PPBio.
- Morellato, L. P. C. et al. 1990. Estratégias fenológicas de espécies arbóreas em floresta de altitude na Serra do Japi, Jundiá São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, 50: 149-162.
- Mori, S. A.; Prance, G. T. 1987. Species diversity, phenology, plant-animal interactions, and their correlation with climate, as illustrated by the Brazil nut family (Lecythidaceae). In: Dickinson, R. E. (Ed.). **The Geophytology of Amazonia**. New York: John Wiley & Sons, p. 69-89.
- Mori, S.A. 2004. Lecythidaceae. In: Burley, J.; Evans, J.; Youngquist, J. A. (eds.). **Encyclopedia of forest sciences**. Oxford: Elsevier, 4: 1745-1752.
- Mori, S.A.; Becker, P.; Kincaid, D. 2001. Lecythidaceae of a central Amazonian lowland forest. Implications for conservation. In: Bierregaard, Jr. et al. (eds.). **Lessons from Amazonia**. The ecology and conservation of a fragmented forest. New Haven: Yale University Press, p. 54-67.
- Newstrom, L. E.; Frankie, G. W.; Baker, H. G. 1994. A new classification for plant phenology based on flowering patterns in Lowland tropical Rain Forest Tress at La Selva, Costa Rica. **Biotropica**, 26 (2): 141-159.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, 44(2): 322-331.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. **Ecol. Evol.**, 37: 637-669.
- Parmesan, C. et al. 2011. Overstretching attribution. **Nat. Clim. Change**, 1: 2-4.
- Parmesan, C.; Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, 421: 37-42.
- Pedroni, F.; Sanchez, M.; Santos, F. A. M. 2002. Fenologia da Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf. – Leguminosae, Caesalpinioideae) em uma floresta semidecídua no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 25(2): 183-194.

- Peel, M. C.; Finhayson, B. L.; Mcmanhon, T. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, 11: 1633-1644.
- Peñuelas, J.; Filella, I.; Comas, P. 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. **Global Change Biol.**, 8: 531-544.
- Pereira, H. M. et al. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. **Science**, 330: 1496-1501.
- Prance, G. T. 1976. The pollination and androphore structure of some Amazonian Lecythidaceae. **Biotropica**, 8: 235-241.
- Rafferty, N. E.; Ives, A. 2011. Effects of experimental shifts in flowering time on plant-pollinator interactions. **Ecology Letters**, 14: 69-74.
- Rathcke, B.; Lacey, E. P. 1985. Phenological patterns of terrestrial plants. Annual **Review of Ecology and Systematics**, 16: 179-214.
- Reich, P. B. 1995. Phenology of tropical forest – patterns, causes, and consequences. **Canadian Journal of Botany**, 73: 164-174.
- Richards, P. W. 1952. **The Tropical Rainforest**. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- Root, B. A.; Price, J.T.; Hall, K. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. **Nature**, 421: 47-60.
- Roy, D. B.; Sparks, T. H. 2000. Phenology of British butterflies and climate change. **Global Change Biology**, 6: 407-416.
- Salamin, N. et al. 2010. Assessing rapid evolution in a changing environment. **Trends Ecol. Evol.**, 25: 692-98.
- Sanchez-Azofeifa, A. et al. 2003. Tropical Dry Climates. In: Schwartz, M.D.(ed.). **Phenology: an Integration Environmental Science**, [S.l.]: Kluwer, p. 121-138.
- Singer, R.; Araujo, I. J. S. 1979. A comparison of litter decomposing and ectomycorrhizal Basidiomycetes in latosol-terra-firme rain forest and white podzol campinarana. **Acta Amazonica**, 9(1): 25-41.
- Smythe, N. 1970. Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a neotropical forest. **The American Naturalist**, 104: 25-35.
- Tsou, C. H.; Mori, S. A. 2002. Seed coat anatomy and its relationship to seed dispersal in subfamily Lecythidoideae of the Lecythidaceae (the Brazil nut family). **Botanical Bulletin of Academia Sinica**, 43: 37-56.
- Tutin, C. E. G.; Fernandez, M. 1993. Relationships between minimum temperature and fruit production in some tropical forest trees in Gabon. **Journal of Tropical Ecology**, 9(2): 241-248.
- Visser, M. E.; Both, C. 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. **Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.**, 272: 2561–2569.
- Wright, S. J.; Van SCHAIK, C. P. 1994. Light and the phenology of tropical trees. **American Naturalist.**, 143: 92-199.

Variação da composição química do solo e das folhas de mangue vermelho (*Rhizophora mangle* L.) em manguezal no nordeste paraense

Bruno Delano Chaves do Nascimento, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo, Rosecélia Moreira da Silva Castro & José Francisco Berrêdo

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas costeiros característicos de regiões tropicais e subtropicais. Mudanças nas características hídricas e nas propriedades físico-químicas do solo podem provocar alterações na dinâmica dos nutrientes nesses ecossistemas. Em ambientes transitórios essas características são alteradas e podem ter efeitos sobre a concentração de nutrientes nos compartimentos do ecossistema. Este trabalho busca avaliar os teores de nutrientes no solo, em folhas de *Rhizophora mangle* L. e em folhas de serapilheira nesses dois tipos de ambientes, em dois períodos climáticos em um manguezal do litoral amazônico. Foram coletadas amostras e submetidas a análises químicas para obter a concentração de macro (Ca, Mg, Na, K, Al, S, P, N, C) e micro nutrientes (Cu, Zn, Mn, Fe), propriedades físico-químicas do solo (Eh, pH e Salinidade) e granulometria. Os resultados apontam maiores concentrações de nutrientes no solo do manguezal de franja quando comparado a zona de transição (manguezal x floresta secundária), indicando que o Eh que é mais baixo em franja e o principal fator de diferenciação na concentração de nutrientes do solo. Os nutrientes nas folhas de *Rhizophora mangle* L. não apresentam grandes diferenças. As árvores de mangue vermelho do bosque da zona de transição mantém concentração de nutrientes semelhante ao bosque de franja, e apresentam mecanismos fisiológicos para conservação e seleção de nutrientes.

Introdução

Os manguezais estão entre os ecossistemas mais importantes do ponto de vista socioambiental. São ecossistemas litorâneos de regiões tropicais e subtropicais, encontrados em áreas abrigadas da ação direta das ondas, como estuários, lagunas, deltas e baías, formados por espécies vegetais halófitas e adaptadas a um substrato constantemente inundado pelas

marés. São citados entre os ambientes de maior produtividade primária e desempenham um papel importante na ciclagem de nutrientes e na exportação de nutrientes para as zonas costeiras adjacentes (Martins; Couto & Delabie, 2011; Kamruzzaman et al., 2012).

Segundo Mendoza (2007), os manguezais do mundo abrangem uma extensão de 181.000 km², dos quais 23.800 km² estão localizados na América do Sul, com área estimada de 10.713 km² somente na Costa Norte do Brasil, nos estados do Pará, Amapá e Maranhão. Segundo a FAO (Food and Agriculture Organization of The United Nations), estima-se que no mundo existam cerca de 15,6 milhões de hectares de manguezais, embora em estimativas recentes esse total varie de 12 a 20 milhões de hectares. No Brasil, os manguezais cobrem uma área de aproximadamente 20.000 km², que corresponde a cerca de 12% das áreas de mangue em todo o mundo (Seixas; Fernandes & Silva, 2006; Amaral et al., 2008).

Os manguezais são conceituados como ecossistemas costeiros de transição entre os ambientes terrestre e marinho, que ocupam os litorais tropicais e subtropicais, ocorrendo em regiões abrigadas como estuários, baías e lagunas, sendo formados por espécies de árvores e arbustos sempre verdes, adaptadas à elevada salinidade, à inundação pelas marés e a baixos níveis de oxigênio, que servem de abrigo e alimento para uma infinidade de organismos (Schaeffer-Novelli, 1995; Lacerda, 2009).

Os manguezais da Costa Norte do Brasil, além de corresponderem à mais da metade da área de mangues do país, apresentam grande exuberância e magnitude (com relatos de árvores com mais de 30 m de altura e 1 m de diâmetro), que são justificadas pela distribuição regular das chuvas, altas temperaturas ao longo do ano, a influência das macromarés (> 4 m) e o suprimento de sedimentos dos rios que atingem a costa (Mendes, 2005; Menezes; Berger & Mehlig, 2009).

Vários autores concordam que fatores abióticos como amplitude e frequência das inundações de marés, índice pluviométrico, temperatura, salinidade, dentre outros, são responsáveis por permitir e regular a existência dos mangues (Petri, 2009; Seixas, Fernandes; Silva, 2006; Souza et al., 1996; Silva & Fernandes, 2004). Esses fatores podem exercer o controle sobre a concentração de nutrientes no solo e sobre a disponibilidade desses nutrientes para a vegetação.

A variabilidade do desenvolvimento estrutural do manguezal pode estar relacionada à concentração de nutrientes e a outros fatores abióticos (Petri, 2009). Bernini et al. (2006) destacam a necessidade de se conhecer a concentração de nutrientes e sua distribuição em folhas e no solo para se conhecer o processo de ciclagem e os fluxos de entrada e saída, isso porque a comunidade vegetal, por ser a principal fonte de produção de serapilheira, tem papel fundamental na circulação dos elementos.

Para Cuzzuol & Campos (2001), os níveis de nutrientes no solo são identificados como um dos principais fatores limitantes a composição florística e a distribuição do manguezal. Recentemente a composição química da vegetação, principalmente das espécies de mangue tem despertado o interesse de pesquisadores devido à sua importância para a produtividade costeira e ciclagem de nutrientes.

Entre as áreas que integram o ecossistema manguezal encontram-se os chamados "apicuns". Segundo alguns autores, essas áreas têm recebido pouca atenção da comunidade científica, com estudos incipientes e ainda conflitos quanto à sua definição (Ucha, Hadlich & Celino, 2008; Hadlich, Celino & Ucha, 2010; Pellegrini, 2000; Schimidt, 2012). Segundo Hadlich & Ucha (2009), os apicuns são áreas arenosas hipersalinas, ensolaradas, que ocorrem na parte mais interna do manguezal, desprovidos de vegetação (apicum vivo) ou com pouca vegetação herbácea (apicum herbáceo), ocorrendo em áreas litorâneas tropicais de todo mundo, sempre associados aos manguezais, característica que os diferencia de outras planícies hipersalinas.

Localizados principalmente na transição com outros ambientes ou na porção mais interna dos manguezais, os fatores abióticos a que os apicuns estão sujeitos são diferentes daqueles que afetam os manguezais, como intensidade e frequência de inundação pelas marés, salinidade, granulometria e outros, que podem modificar as características químicas do solo e da vegetação desses ambientes.

Com o objetivo de diferenciar esses ambientes de transição em que os apicuns são encontrados, e os ambientes de manguezais propriamente ditos, este trabalho avaliou os nutrientes no solo, e em folhas de *Rhizophora mangle* L. em dois tipos de ambientes nos diferentes períodos climáticos na Costa Norte brasileira.

Metodologia

A área de estudo está localizada no litoral amazônico, na costa do estado do Pará a leste da foz do rio Amazonas, na região conhecida como “litoral de rias”, no município paraense de São João de Pirabas, com coordenadas geográficas $0^{\circ}39'11''\text{S}$ e $47^{\circ}13'32''\text{W}$ (Figura 1).

Essa região faz parte da Unidade Fisiográfica III descrita por Schaeffer-Novelli (1990), recortada por estuários e reentrâncias formando a maior área contínua de mangues do Brasil. O município de São João de Pirabas está localizado na mesorregião Nordeste do Pará, mais precisamente na microrregião do Salgado paraense, e dentro do setor 1 da divisão em setores geomorfológicos que Souza Filho (2005) utilizou para a Costa de Manguezais de Macromaré da Amazônia. A cerca de 200 km de Belém, capital do estado do Pará, a área de estudo é banhada pelo oceano Atlântico e seu acesso se dá pela Rodovia PA-124.

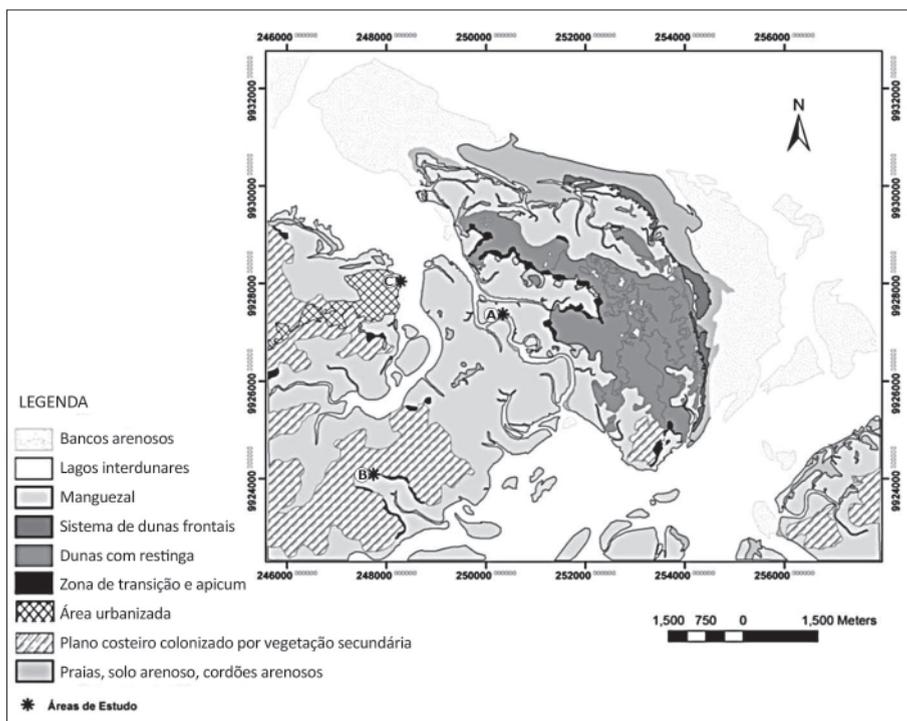


Figura 1. Localização da área de estudo. A: bosque de franja; B: Zona de Transição; C: Cuiarana.

Foram traçados dois perfis ou transectos em duas áreas distintas: perfil 1 no manguezal de franja da Ilha de Itarana; e o perfil 2 na zona de transição entre um manguezal e uma floresta secundária na Vila de Caranã (Figura 2).

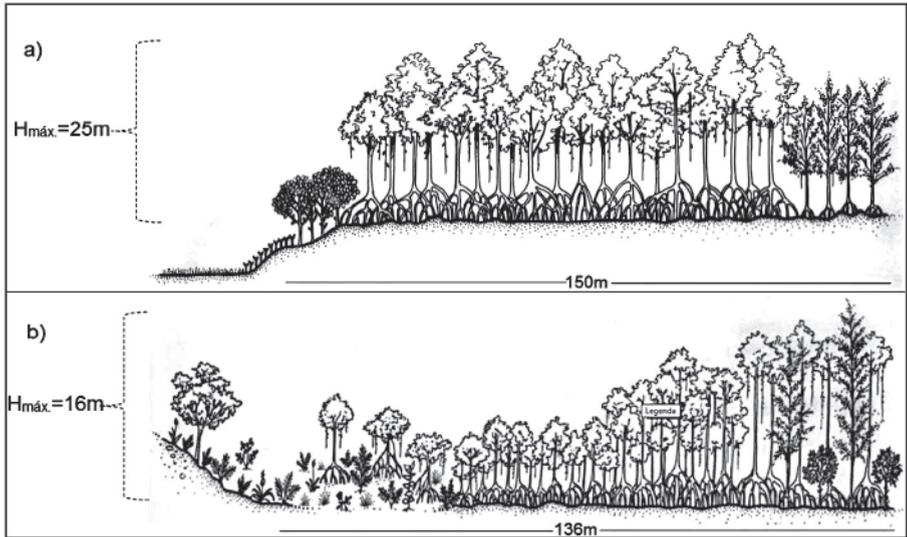


Figura 2. Perfis de amostragem das áreas de estudo a) manguezal de franja da Ilha de Itarana e b) zona de transição entre manguezal e floresta secundária. Fonte: Bastos, Lins & Castro (não publicado).

Manguezal de franja da Ilha de Itarana – Perfil 1

O perfil 1, está localizado na ilha de Itarana ou Itaranajá, uma ilha quase livre de intervenções antropogênicas, situada a leste da Vila de Cuiarana (1,8 km), entre as baías de Araepó e de Inajá que são interligadas por um sistema de canais, sendo o maior deles o Furo Grande que separa a Ilha de Itarana do continente.

Este manguezal margeia as bordas da ilha protegidas das ações diretas das ondas, em uma região topograficamente mais baixa, o que favorece maior frequência e tempo de inundações pelas marés, por isso é denominado manguezal de intermaré. Apresenta um solo de granulometria mais fina, úmido e escuro que pode ser indicativo de altos teores de matéria orgânica.

Este bosque é predominado por *Rhizophora mangle* e apresenta árvores de mangue de grande porte em fase adulta. Foram registrados 226 indivíduos de *Rhizophora mangle* L., 42 indivíduos de *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn. e 3 indivíduos de *Avicennia germinans* (L.). Na parte frontal foram registradas populações de *Spartina alterniflora* Lois, seguida por plântulas e indivíduos jovens de alturas diversas de *Laguncularia racemosa* e de regeneração de *Rhizophora mangle*. As características fisiográficas desse bosque permite classificá-lo como um bosque de franja.

Zona de transição entre manguezal e floresta secundária – Perfil 2

O segundo perfil está localizado próximo à comunidade de Caranã, a sudoeste da ilha de Itarana, em uma área onde a planície costeira começa a dar lugar ao planalto costeiro formado por sedimentos do grupo Barreiras.

Esse perfil está localizado em uma zona de transição entre o manguezal e floresta secundária (capoeira) que começa a surgir com a elevação da topografia no planalto costeiro e redução da salinidade. Esse perfil apresenta espécies características de floresta secundária, com as espécies *Desmoncus orthacanthus* Mart. ou jacitara, *Heliconia psittacorum* L. f. (bico de papagaio) e *Clitoria fairchildiana* R. A. Howard (palheteira). No intervalo de 10 a 11m ocorre uma área mista com espécies de ambos os ecossistemas onde foram registrados indivíduos de altura média de 2 m, onde predomina *Acrostichum aureum* L., seguida de várias Cyperaceae e Poaceae dentre as quais *Eleocharis geniculata* (L.) Roem & Schult., *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth, *Desmoncus orthacanthus* Mart. e *Conocarpus erectus* L.

Amostragem de solo - as coletas foram realizadas em setembro 2011 e abril 2012, períodos menos chuvoso e mais chuvoso da região, respectivamente, conforme indica a Figura 3. O Perfil do manguezal de franja na Ilha de Itarana foi traçado de um canal de maré ao interior do manguezal, onde foram criados 5 pontos em uma distância de 150 m (pontos P1: 0 m; P2: 50 m; P3: 100 m; P4: 125 m; P5: 150 m). O Perfil 2 foi traçado seguindo a mesma orientação do gradiente de transição, no sentido floresta secundária-canal de maré, onde foram criados cinco pontos, em uma distância de 136 m (pontos P1: 26 m; P2: 39 m; P3: 67 m; P4: 88 m; P5: 136 m).

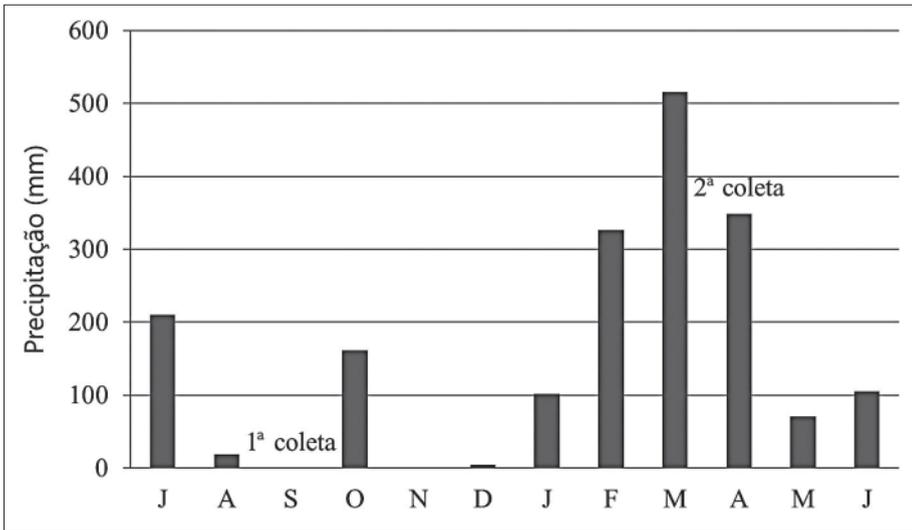


Figura 3. Precipitação acumulada mensal de julho/2011 a junho/2012 e as duas coletas.

Para as coletas de solo foram utilizados dois trados: um trado para coleta de lamelas não perturbadas e um trado holandês. Foram coletadas para cada ponto três repetições. As amostras coletadas foram envoltas em papel filme, seguido de papel alumínio para atenuação de trocas com o meio externo e, em seguida, em folhas de calhas plásticas.

Amostragem de folhas - as folhas de *Rhizophora mangle* foram coletadas nos pontos de amostragem de solo, em um raio de até 5 m, de pelo menos três árvores diferentes. Foram coletadas folhas adultas e verdes. As folhas de serapilheira foram coletadas diretamente do solo em um raio de 5 m dos pontos de amostragem de solo. As folhas foram lavadas e secas em estufa a uma temperatura de 45°C durante um período de 96 horas. Em seguida o material foi moído em moinho tipo Willey. A partir de então o material seguiu para as análises químicas.

Medições de salinidade, pH e Eh do solo - As medidas de salinidade da água intersticial foram realizadas com um refratômetro de campo (ATAGO), mediante a extração, sob pressão, de um pequeno volume (gotas) de água intersticial. O Eh (mV) e o pH foram medidos por meio da inserção direta nas amostras de solo de um eletrodo de platina (Eh) e de um eletrodo de vidro (pH) de alta precisão com um equipamento da marca Mettler 744.

Análises Químicas

As análises de solo seguiram a metodologia descrita e indicada por Silva (2003) e EMBRAPA (1997). Nas análises das concentrações de Sódio (Na^+) e Potássio (K^+) trocáveis procedeu-se a extração com solução extratora de Mehlich 1. As leituras das concentrações foi por Fotômetro de Chama.

Para a análise de Cálcio (Ca^{++}) e Magnésio (Mg^{++}) foram feitas em Espectrofotômetro de Absorção Atômica. A determinação de Alumínio trocável (Al^{+++}) foi por volumetria de neutralização. O Fósforo disponível (P-) foi determinado pelo método colorimétrico As leituras de P foram determinadas no espectrofotômetro UV/vis DB 1880 S (Spectro Vision).

Para a análise da concentração dos micronutrientes Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu) e Zinco (Zn) foi realizada a extração com solução de Mehlich 1 e a leitura feita por Espectrofotometria de Absorção Atômica (Spectr AA-220 - Atomic Absorption Spectrometer).

O Carbono orgânico total (C), o Nitrogênio total (N) e o Enxofre total (S) foram analisados em um Analisador Elementar - TruSpec CHN / CHNS, que determina a concentração de C e N por Combustão a seco a uma temperatura de 950°C e para a determinação de enxofre a concentração desse elemento foi por combustão a seco a uma temperatura de 1300°C .

Para as folhas de *Rhizophora mangle* e serapilheira, as análises seguiram a metodologia de Silva (2008). As concentrações de Cobre (Cu), Zinco (Zn), Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), foram determinadas por espectrometria de absorção atômica, a concentração de Fósforo (P) por colorimetria e a de Nitrogênio (N) pelo método micro Kjeldahl.

A determinação de Sódio (Na) e Potássio (K) se deu por espectrometria de absorção atômica com adição de solução de cloreto de potássio (KCl). O Carbono (C) e o Enxofre (S), foram determinados em analisador elementar CHNS

As análises estatísticas foram subsidiadas pelas indicações de Gotelli e Ellison (2011). Foi aplicado o teste de Correlação de Pearson e de regressão entre os dados de pH e Eh do solo. Para essas análises foram utilizados os softwares Assistat versão 7.7 beta (Silva, 2007) e Minitab versão 14. Os dados também foram submetidos a Análise de Componentes Principais – ACP ou PCA (R Development Core Team, 2012).

Resultados e Discussão

Nutrientes do solo - os resultados das concentrações de nutrientes no solo do manguezal apontam a grande diferença entre as duas áreas estudadas e a importância da sazonalidade climática no controle desses nutrientes. Alguns nutrientes apresentaram diferenças significativas entre os períodos coletados e todos apresentaram diferenças entre os sítios estudados. A Tabela 1 apresenta as médias das concentrações dos micronutrientes no solo das duas áreas nos dois períodos e nas três diferentes profundidades.

Tabela 1. Valores médios das concentrações de micronutrientes no solo dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) e nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	Cu ¹	Zn ¹	Mn ¹	Fe ¹
Região do manguezal				
Franja	0,61 a	6,13 a	51,16 a	2.730 a
Transição	0,27 b	1,60 b	17,54 b	1.100 b
Período de coleta				
Chuvoso	0,16 b	5,36 a	36,24 a	2.190 a
Estiagem	0,73 a	2,37 b	32,46 a	1.640 b
Profundidade				
0-20	0,55 a	3,71 a	25,77 a	1.840 a
20-40	0,38 a	3,75 a	34,61 a	1.880 a
40-60	0,39 a	4,13 a	42,67 a	2.030 a
Interações entre os fatores				
Região x Período	ns	ns	ns	ns
Região x Profundidade	ns	ns	ns	ns
Período x Profundidade	ns	ns	ns	ns

Legenda: ¹ = mg kg⁻¹. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas, os períodos coletados e as profundidades em 5% de significância (n=5). Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p e" 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

Todos os micronutrientes apresentaram maiores médias de concentração no bosque de franja. Cu foi o único micronutriente que apresentou maior valor médio de concentração durante o período de estiagem, enquanto que Fe e Zn tiveram maiores médias durante o período chuvoso. Não foi verificada diferença significativa entre as profundidades estudadas para

os micronutrientes. A Tabela 2 apresenta as médias de concentrações dos cátions trocáveis do complexo sortivo do solo.

Nesse estudo os efeitos das variações espaciais e temporais podem ser comprovados através das diferenças nutricionais encontradas nos solos, folhas de *Rhizophora mangle* e da serapilheira de duas áreas de manguezal próximas (variação espacial) e de dois períodos pluviométricos distintos (variação temporal). Porém, há que se observar que os nutrientes desses compartimentos (solo, folhas, serapilheira) não seguem um padrão de variação comum aos três.

Com relação às variações espaciais, a análise dos nutrientes do solo da área de manguezal e da área transicional mostra a grande diferença em termos nutricionais entre elas, afinal, todos os nutrientes analisados diferiram significativamente entre as duas áreas. O manguezal apresenta as maiores concentrações de nutrientes, o que claramente reflete no porte e na estrutura da vegetação (Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios das concentrações dos macronutrientes Mg, Ca, K, Na, e Al no solo dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) e nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	Mg ¹	Ca ¹	K ¹	Na ¹	Al ¹
Região do manguezal					
Franja	18,26 a	7,10 a	4,46 a	10,53 a	3,96 a
Transição	6,38 b	2,64 b	2,21 b	4,35 b	2,85 b
Período de coleta					
chuvoso	13,51 a	6,46 a	2,70 b	8,22 a	2,84 b
estiagem	11,13 b	3,28 b	3,97 a	6,65 b	3,98 a
Profundidade					
0-20	11,38 a	4,44 a	2,60 a	6,90 a	2,37 b
20-40	11,48 a	5,03 a	3,73 a	7,55 a	3,87 ab
40-60	14,10 a	5,13 a	3,68 a	7,87 a	3,97 a
Interações entre os fatores					
Região x Período	ns	**	ns	ns	ns
Região x Profundidade	ns	ns	ns	ns	ns
Período x Profundidade	**	ns	ns	ns	ns

Legenda: ¹ = cmol_c dm⁻³. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas, os períodos coletados e as profundidades em 5% de significância (n=5). Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p < 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

Segundo Ball (1996), a disponibilidade e a distribuição dos nutrientes nas florestas de mangue são fortemente determinadas pelo regime de marés. A maré transporta nutrientes dissolvidos, principalmente na forma de sais, e particulados em suspensão, além de transportar a serapilheira para dentro e para fora do ecossistema. Os bosques de franja, diferente dos bosques localizados nas zonas transicionais que só são banhados pelas marés de maior amplitude e com menor frequência, por se localizarem margeando as bordas de estuários, baías e ilhas são diariamente inundados e lavados pelas marés, sendo essa uma das características que definem esse tipo fisiográfico (Lugo & Snedaker, 1984). Logo nutrientes como o Na, K, Ca e Mg (que formam sais dissolvidos na água do mar) são mais presentes no solo do manguezal de franja.

Todos os cátions obtiveram maiores médias no bosque de franja. K e Al foram os únicos que apresentaram as maiores médias durante o período de estiagem. Quanto à profundidade Al apresentou diferença significativa com os maiores valores na profundidade 40-60 cm. Ca apresentou interação significativa entre a região do bosque e o período coletado e Mg apresentou interação significativa entre o período de coleta e a profundidade. Os macronutrientes P, S, N, e C que são constituintes da matéria orgânica têm as suas médias apresentados na Tabela 3.

Os elementos P, S, N e C apresentam maiores concentrações no solo do manguezal de franja. Durante o período menos chuvoso apenas o N apresenta maior valor médio variando significativamente. O S apresenta diferença significativa entre as profundidades e, assim como acontece para o Al, os valores aumentam à medida que se aumenta a profundidade. O P apresenta interação significativa entre a região e profundidade e entre período e profundidade. Na Tabela 4 estão apresentados os valores encontrados para a CTC efetiva, para a saturação por alumínio e para a relação C/N.

O bosque de franja apresentou Capacidade de Troca de Cátions efetiva bem superior ao valor do bosque de transição. O bosque de transição apresentou valores médios de saturação por alumínio e de relação Carbono/Nitrogênio superior ao bosque de franja. A CTC seguiu o padrão do alumínio com relação à profundidade e apresentou interação significativa entre a profundidade e a região do manguezal. A razão C/N apresentou interação significativa entre período e profundidade.

Tabela 3. Valores médios das concentrações dos macronutrientes P, S, N, e C no solo dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) e nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	P ¹	S ²	N ²	C ²
Região do manguezal				
Franja	28,47 a	10,96 a	2,39 a	39,72 a
Transição	9,65 b	3,46 b	0,65 b	21,14 b
Período de coleta				
chuvoso	17,93 a	7,08 a	1,38 b	29,76 a
estiagem	20,19 a	7,34 a	1,66 a	31,09 a
Profundidades				
0-20	19,55 a	5,43 b	1,58 a	28,73 a
20-40	17,30 a	7,54 ab	1,40 a	31,09 a
40-60	20,33 a	8,66 a	1,58 a	31,45 a
Interações entre os fatores				
Região x Período	ns	ns	ns	ns
Região x Profundidade	**	ns	ns	ns
Período x Profundidade	*	ns	ns	ns

Legenda: ¹ = mg kg⁻¹; ² = g kg⁻¹. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas, os períodos coletados e as profundidades em 5% de significância (n=5). Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p < 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

A Análise de Componentes Principais com os dados de solo gerou o diagrama de ordenação e os autovetores representados na Figura 4. A componente principal 1 (PC1) explica 51,3% da variância dos dados e a componente principal 2 (PC2) explica 12,6%, juntas correspondem a 63,9% da variância.

Como observado na Figura 4, Eh e pH possuem uma relação inversa, já que as reações de oxirredução ocorrem com transferência de elétrons e de íons H⁺. Assim, qualquer alteração no estado de oxirredução do solo é acompanhada por mudanças no pH. Quando se está sob condições de baixo Eh há um aumento do pH do solo porque os elétrons excedentes da respiração dos organismos são descarregados em compostos que sofrem redução, os quais reagem com o H⁺ do meio, diminuindo sua concentração (Souza; Vahl & Otero, 2009).

O potencial de oxirredução também interfere na concentração dos nutrientes Cu e Zn, não em virtude da reação de oxirredução, mas pelo

aumento indireto do pH. O pH é a propriedade que mais influencia os micronutrientes Cu e Zn. O aumento no pH incrementa a adsorção desses metais nos coloides diminuindo sua mobilidade (Fageria, Araújo & Stone, 2009). Porém, nesse estudo o pH manteve-se levemente ácido nas duas áreas (6,74 no manguezal de franja e 6,28 na zona de transição) e parece não ter exercido influencia na diferenciação das duas áreas com relação a Cu e Zn já que as maiores concentrações desses nutrientes ocorreram no bosque de franja mesmo com valores de pH bem semelhantes.

Tabela 4. Valores médios da Capacidade de Troca de Cátions efetiva (CTC ef.), da Saturação por Alumínio (m) e da relação C/N no solo dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) e nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	CTC ef. ¹	m ²	C/N
Região do manguezal			
Franja	43,72 a	10,64 b	19,05 b
Transição	17,49 b	15,41 a	38,49 a
Período de coleta			
chuvoso	3,73 a	8,77 b	34,68 a
estiagem	27,49 b	17,28 a	22,86 b
Profundidades			
0-20	21,59 c	12,57 a	30,25 a
20-40	32,42 b	13,7 a	29,46 a
40-60	37,82 a	12,81 a	26,61 a
Interações entre os fatores			
Região x Período	ns	ns	ns
Região x Profundidade	**	ns	ns
Período x Profundidade	ns	ns	*

Legenda: ¹ = cmol_c dm⁻³; ² = %. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas, os períodos coletados e as profundidades em 5% de significância (n=5). Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p < 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

A componente principal 1 é a que mais claramente discrimina as duas áreas estudadas. O posicionamento das áreas em relação à PC1 e PC2 (Figura 6) reflete a influência que cada variável possui na definição do valor de cada componente. Áreas que ocupam uma dada posição no plano dos eixos PC1 e PC2 são influenciadas principalmente pelas variáveis que ocupam estas mesmas posições ou posições opostas. A

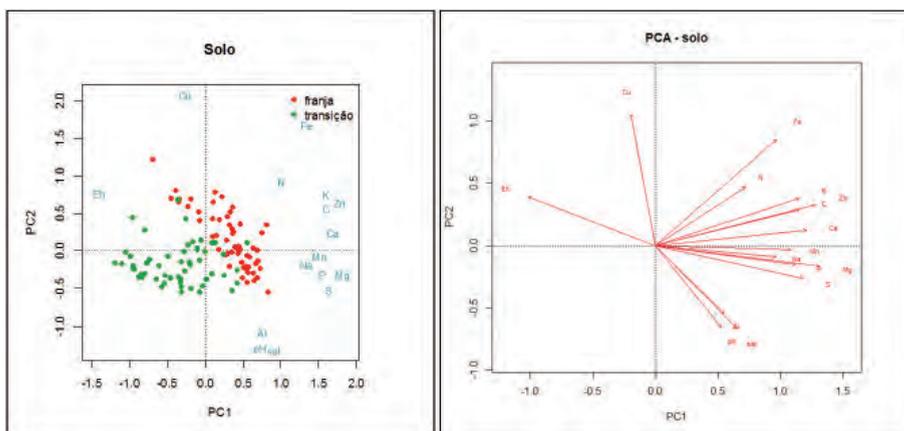


Figura 4. Análise de componentes principais dos nutrientes, Eh, pH e salinidade no solo: à esquerda diagrama de ordenação identificando os pontos do manguezal de franja em vermelho e da zona de transição em verde; à esquerda os autovetores das variáveis. PC1= Componente principal 1; PC2= Componente principal 2.

PC1 é influenciada positivamente pela grande maioria dos nutrientes (Fe, N, Mn, Mg, Ca, P, K, C, Na, Zn). Observa-se uma relação oposta entre esses nutrientes e o Eh (potencial de oxirredução). Da mesma maneira a PC2 apresenta uma relação de oposição entre Cu e pH e uma relação entre as variáveis pH, Al e Salinidade (Tabela 5).

Tabela 5. Valores médios do potencial de oxirredução (Eh), do pH e da Salinidade no solo dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	Eh ¹	pH	Salinidade ²
Região do manguezal			
Franja	-305,5 b	6,74 a	27,01 a
Transição	-70,1 a	6,28 b	20,43 b
Profundidades			
0-20	-165,1 a	6,60 a	17,66 b
20-40	-212,7 a	6,48 a	25,63 a
40-60	-185,5 a	6,43 a	27,87 a
Interações entre os fatores			
Região x Profundidade	ns	ns	ns

Legenda: ¹ = mV; ² = %. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas e as profundidades em 5% de significância (n=5). Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p < 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

Dentre as propriedades físico-químicas que diferenciam os dois sítios e que podem influenciar na disponibilidade de nutrientes do solo merecem destaque o potencial de oxirredução (Eh), o pH e a salinidade. Ball (1996) afirma que os padrões de inundação pela maré influenciam o grau de saturação do solo por água que conseqüentemente influencia o potencial de oxirredução do solo. Segundo essa autora, o potencial de oxirredução possui as maiores implicações para a disponibilidade dos micro e macronutrientes.

Devido à diminuição da taxa de difusão do oxigênio nos solos alagados (cerca de 10.000 vezes menor que a taxa de difusão do ar) ocorre a proliferação de bactérias anaeróbias facultativas e obrigatórias que obtêm energia da oxidação do C orgânico utilizando outros receptores de elétrons no lugar do O_2 , seguindo a sequência termodinâmica: NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , CO_2 (metanogênese), N_2 e H^+ (Ferreira, 2002; Souza, Vahl & Otero, 2009; Abreu, Lopes & Santos, 2007).

Esse fenômeno explica as maiores concentrações de Fe e Mn no manguezal de franja que é mais frequentemente inundado e apresenta menor Eh (-305,5). Em condições redutoras o Mn^{4+} é reduzido a Mn^{2+} e o Fe^{3+} é reduzido a Fe^{2+} . No estado reduzido o Mn é móvel, mas ao se oxidar este micronutriente precipita, portanto quando ocorre a redução do Mn^{3+} , há um aumento na mobilidade do Mn e conseqüente aumento na sua concentração. Processo semelhante ocorre com o nutriente Fe. Quando esse nutriente é submetido a condições de baixo Eh, ele é então reduzido a Fe^{2+} com o natural aumento da sua solubilidade (Souza, Vahl & Otero, 2009; Abreu, Lopes & Santos, 2007).

Segundo Berrêdo, Costa & Progene (2008), no período de estiagem há um aumento da evapotranspiração e ressecamento do solo deixando-os mais expostos e passíveis de sofrerem oxidação, logo no período chuvoso os poros do solo estão mais preenchidos com água o que pode levar a uma redução do Eh aumentando a mobilidade do íon Fe^{2+} .

Nutrientes em folhas de *Rhizophora mangle*

Para as folhas de *Rhizophora mangle* os nutrientes apresentaram concentração de nutrientes diferente do encontrado para o solo. A Tabela 6 mostra que apenas o Mn teve diferença significativa nas duas áreas.

Tabela 6. Valores médios das concentrações de micronutrientes nas folhas de *Rhizophora mangle* dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	Cu ¹	Zn ¹	Mn ¹	Fe ¹
Região do manguezal				
Franja	1,09 a	1,37 a	246,76 a	85,72 a
Transição	1,08 a	1,93 a	136,78 b	56,04 a
Período de coletas				
Chuvoso	0,09 b	0,94 b	195,03 a	93,88 a
Estiagem	2,08 a	2,36 a	188,51 a	47,87 b
Interações entre os fatores				
Região x Período	ns	**	ns	ns

Legenda: ¹ = mg kg⁻¹. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas e os períodos coletados em 5% de significância. Os asteriscos (*) representam $p < 0,05$ e (**) $p < 0,01$ e para $p < 0,05$ usou-se “ns” (não significativo).

Os outros micronutrientes tiveram diferenças significativas com relação ao período sazonal. Cu e Zn são maiores no período menos chuvoso, e Fe apresentou maior concentração no período de chuvoso. O elemento Zn também apresentou interação significativa entre a região e o período. Os nutrientes analisados nas folhas de *Rhizophora mangle* não seguiram o mesmo padrão de variação dos nutrientes do solo em relação às áreas estudadas. Apenas os nutrientes Mn, Na e N apresentaram maiores médias no manguezal de franja, enquanto que os nutrientes Mg, S e C tiveram maiores concentrações nas folhas de *Rhizophora mangle* da zona de transição.

A vegetação de mangue possui mecanismos fisiológicos de controle para a seleção de nutrientes através de suas raízes e que podem ser a razão pela qual a vegetação não acompanha o padrão da concentração de nutrientes do solo. Bernini et al. (2006) não encontraram relação dos nutrientes do solo com os nutrientes foliares no manguezal do rio São Mateus no Espírito Santo, onde os nutrientes das folhas apresentaram diferenças entre os bosques.

Outros estudos demonstram essa falta de correlação entre os nutrientes do solo e das folhas das espécies de mangue, como os estudos realizados por Bernini & Rezende (2010) no Rio Paraíba do Sul, por Ahmed et al. (2010) no manguezal de Sundarbans em Bangladesh com folhas de

Sonneratia apetala e por Sadiq & Zaidi (1994) em um manguezal da Baía de Tarut e ilha de Gurmah, no Golfo Árábico na costa Saudita. Nesse último, apenas o Mn apresentou correlação significativa entre os nutrientes das folhas e do solo.

A exclusão de sais é um dos mecanismos fisiológicos de seleção de nutrientes e de acordo com Cuzzuol & Campos (2001) esse complexo mecanismo de tolerância aos elevados teores de sais presente em *Rhizophora mangle* envolve o controle de potenciais iônicos através de membranas, regulações osmóticas, atividade enzimática e síntese de proteínas.

Essa capacidade de exclusão de sais que essa espécie possui é o que mantém uma faixa de concentração de Ca e K semelhante para as duas áreas. Todavia, verifica-se que os nutrientes Na e Mg apresentaram diferenças entre as áreas. A maior concentração de Na no bosque de franja devido ao contato mais frequente com a água salina pode estar interferindo na absorção de Mg.

Dentre as espécies de mangue, *Rhizophora mangle* é classificada como sal-excludente e com isso evitaria a entrada em excesso de metais como o Fe, Zn e Cu, e, portanto, apresentando os menores valores desses nutrientes, mas não possui mecanismo de retenção de Mn (Bernini et al., 2006; Bernini & Rezende, 2010). Além de controlar a entrada de sais esse mecanismo controla também a entrada de micronutrientes, excetuando-se o Mn. Por essa razão o Mn é o micronutriente de maior concentração nas folhas de *Rhizophora mangle* e o único que apresentou diferenças significativas entre as duas áreas.

Os macronutrientes Na e Mg apresentaram diferenças em relação as áreas estudadas. O primeiro possui maior média no manguezal de franja e o segundo na zona de transição. Com relação ao período de coleta, Mg, Ca, K e Na apresentaram diferenças significativas, a maioria com maiores médias no período chuvoso com exceção de K que apresentou maior valor de concentração no período menos chuvoso (Tabela 7).

O macronutriente P não apresentou diferenças nas áreas amostradas e em relação ao período de coleta, porém os outros três macronutrientes, S, N e C exibem diferenças para os dois fatores (área e período). C e S possuem concentrações médias em folhas de *Rhizophora mangle* maior na área de transição e N tem a maior concentração nas folhas do

manguezal de franja. N e C tem concentrações maiores durante período menos chuvoso, e S durante o período de chuvas (Tabela 8).

Tabela 7. Valores médios das concentrações dos macronutrientes Mg, Ca, K e Na nas folhas de *Rhizophora mangle* dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	Mg ¹	Ca ¹	K ¹	Na ¹
Região do manguezal				
Franja	2,74 b	8,00 a	6,94 a	14,33 a
Transição	4,06 a	8,89 a	7,66 a	10,58 b
Período de coletas				
Chuvoso	3,87 a	10,06 a	3,57 b	15,96 a
Estiagem	2,93 b	6,84 b	11,04 a	8,95 b
Interações entre os fatores				
Região x Período	ns	ns	ns	ns

Legenda: ¹ = g kg⁻¹. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas e os períodos coletados em 5% de significância. Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p < 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

Tabela 8. Valores médios das concentrações dos macronutrientes P, S, N e C nas folhas de *Rhizophora mangle* dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	P ¹	S ¹	N ¹	C ¹
Região do manguezal				
Franja	0,90 a	3,06 b	13,34 a	435,45 b
Transição	0,85 a	7,20 a	11,24 b	468,19 a
Período de coletas				
Chuvoso	0,85 a	6,44 a	11,24 b	444,45 b
Estiagem	0,90 a	3,82 b	13,44 a	459,19 a
Interações entre os fatores				
Região x Período	ns	ns	ns	ns

Legenda: ¹ = g kg⁻¹. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas e os períodos coletados em 5% de significância. Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p < 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

A ACP permite inferir que em folhas de *Rhizophora mangle* o período de coleta tem maior efeito sobre os nutrientes do que a região do manguezal (bosque de franja ou uma zona de transição). A componente principal 1

(PC1) corresponde por 37,44% da variância. Essa componente separa os escores do período chuvoso e de estiagem claramente (Figura 5). Enquanto que a componente principal 2 (PC2) que, de acordo com a Tabela 12 corresponde por 24,11% da variância, é a que melhor separa os dados entre as duas regiões, manguezal de franja e zona de transição. Essas duas componentes correspondem por 61,55% da variância.

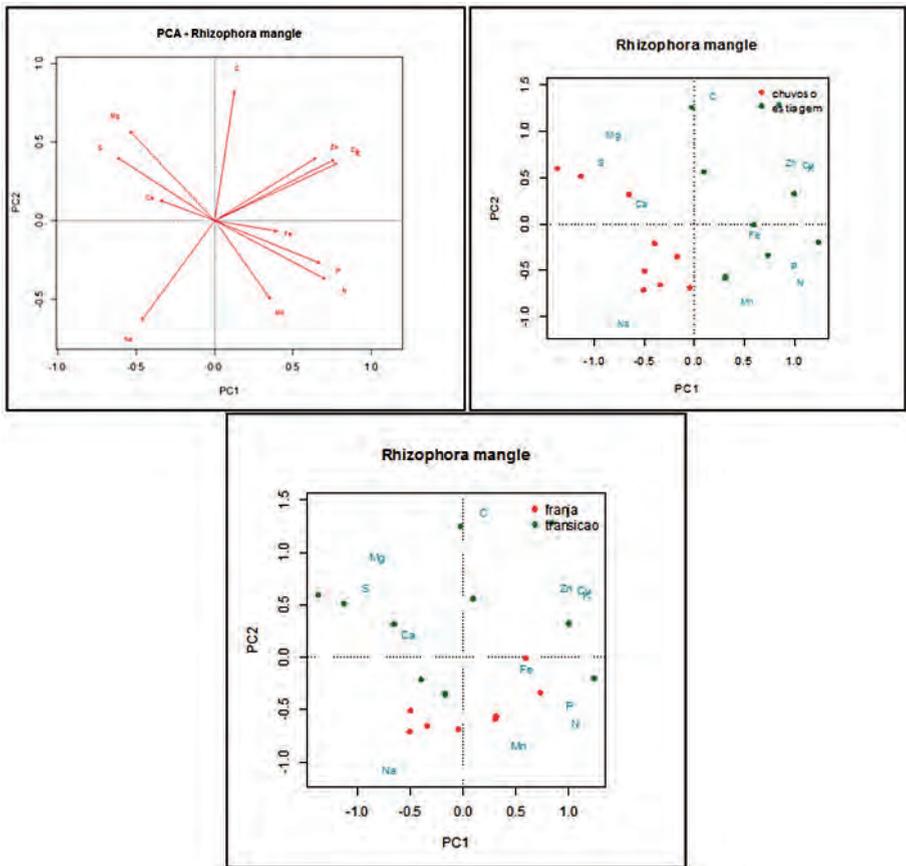


Figura 5. Análise de componentes principais dos nutrientes m folhas de *Rhizophora mangle*: acima à esquerda os autovetores das variáveis, acima a direita diagrama de ordenação identificando os pontos do período chuvoso em vermelho e do período de estiagem em verde e no centro abaixo diagrama de ordenação identificando os pontos do manguezal de franja em vermelho e da zona de transição em verde. PC1= Componente principal 1; PC2= Componente principal 2.

Os micronutrientes de um modo geral seguiram a seguinte ordem nas folhas de *Rhizophora mangle*: Mn>Fe>Zn>Cu. Os macronutrientes apresentaram a seguinte ordem de concentração: C > Na > N > Ca > S > K > Mg > P nas folhas do bosque de franja e C > N > Na > Ca > K > S > Mg > P nas folhas da zona de transição. A Tabela 9 apresenta a razão N/P do tecido foliar de *Rhizophora mangle*. Não houve efeito estatístico para nenhum dos fatores de análise em relação a esse parâmetro de avaliação.

Tabela 9. Valores médios da razão N/P nas folhas de *Rhizophora mangle* dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	N/P
Região do manguezal	
Franja	14,85 a
Transição	13,30 a
Período de coleta	
Chuvoso	13,17 a
Estiagem	14,98 a
Interações entre os fatores	
Região x Período	ns

Legenda: Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas e os períodos coletados em 5% de significância. Os asteriscos (*) representam $p < 0,05$ e (**) $p < 0,01$ e para $p = 0,05$ usou-se "ns" (não significativo).

O fator de concentração (ou fator de transferência-FC) está apresentado na Tabela 10, onde a concentração dos nutrientes nas folhas é superior ao nutriente do solo para Mn, no bosque de franja e para Mn, Zn e Cu no bosque de manguezal da zona de transição. O valor desse fator geralmente se localiza entre 0 e 1, porém, quando há uma grande transferência os valores ultrapassam esse valor, como ocorreu nesse estudo.

Tabela 10. Fator de concentração dos micronutrientes Fe, Cu, Mn e Zn.

Metal	Franja	Transição	Sudeste do Brasil ¹	São Gonçalo (Brasil) ²
Fe	0,02	0,19	<0,0	0,15
Mn	5,75	28,98	2,0	4,1
Zn	0,26	10,71	0,5	0,65
Cu	0,72	13,53	<0,01	0,7

Legenda: ¹Lacerda (1997); ²Oliveira, Bressan & Silva-Filho (1998).

Nutrientes em folhas de serapilheira

Nas folhas da serapilheira apenas o micronutriente Mn mostrou ter diferenças quanto à área de coleta, com maior média no manguezal do bosque de franja. Em relação ao período de coleta Mn e Cu tiveram diferença significativa com média de concentração maior no período de estiagem (Tabela 11).

A seletividade de absorção de nutrientes das árvores de mangue se dá principalmente na região da rizosfera. As raízes conseguem oxidar a rizosfera à custa do O_2 atmosférico transportado das folhas para as raízes via aerênquima ou espaços intercelulares. As espécies do gênero *Rhizophora* contêm este tecido que é uma adaptação a solos reduzidos. A rizosfera oxidada consegue a eliminação ou diminuição de substâncias que podem ser tóxicas, como o H_2S e Fe^{2+} (Malavolta, 2006; Sousa, Vahl, Otero, 2009; Andrade, 2011).

Cheng et al. (2012) em um experimento submetem espécies da família Rhizophoraceae a diferentes concentrações de Fe^{2+} , Zn^{2+} , e S^{2-} e verificaram que estas espécies possuíam as mais grossas exodermes lignificadas e conseguiram criar uma barreira a perda do oxigênio das raízes e controlar a entrada desses elementos tóxicos.

Tabela 11. Valores médios das concentrações de micronutrientes nas folhas de serapilheira dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	Cu ¹	Zn ¹	Mn ¹	Fe ¹
Região do manguezal				
Franja	1,32 a	10,90 a	314,03 a	5,52 a
Transição	1,04 a	7,54 a	107,20 b	2,96 a
Período de coleta				
Chuvoso	0,24 b	7,10 a	146,18 b	3,85 a
Estiagem	2,12 a	11,34 a	275,06 a	4,64 a
Interações entre os fatores				
Região x Período	ns	ns	ns	ns

Legenda: ¹ = mg kg⁻¹. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas e os períodos coletados em 5% de significância. Os asteriscos (*) representam $p < 0,05$ e (**) $p < 0,01$ e para $p \leq 0,05$ usou-se "ns" (não significativo).

O fator de concentração é um indicador de o quanto de um metal do solo foi transferido ou absorvido pela vegetação e geralmente é usado para avaliar se houve a absorção de metais traço pelas árvores de mangue. Em São João de Pirabas, por ser uma área livre de impactos antrópicos de contaminação não apresenta grandes concentrações de metais traço. O fator de concentração dos metais do bosque de franja mostra a seletividade exercida impedindo grandes transferências de metais, o Mn sendo a única exceção pelas razões já mencionadas. E encontra-se dentro da faixa reportada por outros estudos (Tabela 12).

Outra explicação para essa maior concentração de Mn nas folhas de mangue vermelho fornecida por Lacerda (2009) é que há sugestões de que o sulfeto é responsável pela baixa disponibilidade desses metais traço, como Fe, Cu e Zn, porque estes sofrem precipitação com esse íon, exceto Mn que não é capaz de formar uma forma estável com sulfeto tornando-se mais solúvel em condições redutoras. O que ajuda também a explicar o maior fator de concentração de Mn no bosque de franja.

Os macronutrientes apresentados na Tabela 12 não apresentaram diferenças significativas de uma área para outra. Na e K apresentaram maiores médias de concentrações no período menos chuvoso e Ca no período de chuvas. Ca teve interação significativa entre a área de coleta e o período de coleta.

Os macronutrientes P, S, N e C não apresentaram diferenças significativas para nenhum dos fatores em folhas de serapilheira, porém o C tem interação significativa para os fatores de variação (Tabela 13).

Mas há que se saber se esse ecossistema é ou não limitado por N. A razão N/P é um indicador utilizado para avaliar estado de limitação nutricional pela proporção de N e P em folhas maduras. Quando o valor de N/P foliar é inferior a 14, o resultado tem sido interpretado como uma maior limitação por N, quando superior a 16 interpreta-se como maior limitação por P e quando dentro da faixa 14-16 interpreta-se como colimitação de N e P (Rossi & Mattos, 2002).

Nesse estudo o bosque de franja é colimitado por N e P (N/P=14,85) e a zona de transição é limitada por N (N/P=13,3). O período de chuvas é limitado por N (N/P=13,17) e o de estiagem colimitado por N e P (N/P=14,98).

Tabela 12. Valores médios das concentrações dos macronutrientes Mg, Ca, K e Na nas folhas de serapilheira dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) em São João de Pirabas-PA.

Fator de variação	Mg ¹	Ca ¹	K ¹	Na ¹
Região do manguezal				
Franja	4,06 a	8,21 a	3,95 a	12,30 a
Transição	4,30 a	7,60 a	3,16 a	10,98 a
Período de coletas				
Chuvoso	4,20 a	9,37 a	0,94 b	8,35 b
Estiagem	4,16 a	6,44 b	6,18 a	14,93 a
Interações entre os fatores				
Região x Período	ns	*	ns	ns

Legenda: ¹ = g kg⁻¹. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas e os períodos coletados em 5% de significância. Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p < 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

Tabela 13. Valores médios das concentrações dos macronutrientes P, S, N e C nas folhas de serapilheira dos bosques de franja e de transição no período chuvoso (abril de 2012) e de estiagem (setembro de 2011) em São João de Pirabas, PA.

Fator de variação	P	S	N	C
Região do manguezal				
Franja	0,45 a	8,34 a	5,37 a	451,61 a
Transição	0,38 a	10,45 a	4,34 a	446,85 a
Período de coletas				
Chuvoso	0,41 a	9,55 a	4,76 a	442,98 a
Estiagem	0,42 a	9,24 a	4,95 a	455,48 a
Interações entre os fatores				
Região x Período	ns	ns	ns	*

Legenda: ¹ = g kg⁻¹. Letras distintas comparam as médias dentro das colunas entre as áreas estudadas e os períodos coletados em 5% de significância. Os asteriscos (*) representam p < 0,05 e (**) p < 0,01 e para p < 0,05 usou-se "ns" (não significativo).

Analisando a variação temporal dos nutrientes nas folhas de *Rhizophora mangle* (período de chuvas e de estiagem), percebe-se que os nutrientes nesse caso seguiram o comportamento do solo, excetuando-se Zn, S e C. A maior insolação no período de estiagem aumenta as taxas fotossintéticas aumentando a fixação de C (Maia et al., 2005).

Através da análise de componentes principais verifica-se que a PC1 que explica 37,44% da variância dos dados responde pela diferença temporal, ou seja, período de coleta e que a PC2 que melhor separa os dados em relação à diferença espacial responde apenas por 24,11% da variância dos dados. Assim, a absorção de nutrientes pelo mangue vermelho nessa região da Amazônia demonstra variar mais em relação ao período climático e em menor grau em relação à área manguezal, sob maior ou menor influência do mar.

Dos nutrientes das folhas da serapilheira apenas o Mn apresentou diferença entre as áreas estudadas. Essa característica reflete o processo de retranslocação de nutrientes nas folhas antes da queda para conservação dos nutrientes. O mesmo princípio vale para o período chuvoso, observando que os nutrientes que podem vir a se tornar tóxicos ou que se apresentam em excesso nas folhas (como o Cu, Mn, Na) são eliminados naturalmente durante a estiagem, período mais estressante.

De acordo com a Figura 6, a componente principal 1 é aquela que melhor separa os dados em relação ao período de coleta. Essa componente explica 40,5% da variância total dos dados e é influenciada positivamente pelos nutrientes Ca, C e S e negativamente pelos outros nutrientes.

Conclusão

Os atributos químicos do solo e a composição química das folhas de *Rhizophora mangle* estão sujeitos a variações em relação a sua localização (próximo ao canal de maré – manguezal de franja; mais distante do canal de maré – zona transicional) e em relação ao período climático (período de mais chuvas e período de estiagem).

A mudança na estrutura da vegetação do manguezal da zona de transição formando um gradiente de altura indica ser uma resposta a mudança da granulometria do solo que gradualmente diminuindo o percentual de argila e aumentando o percentual de areia. Assim como uma resposta à mudança gradual de salinidade.

A absorção de nutrientes pelo mangue vermelho (*Rhizophora mangle*) ocorre de forma seletiva, nem sempre segue o padrão de concentração do solo. Apesar da baixa concentração de Nitrogênio no solo, as árvores de mangue vermelho conseguem manter concentrações elevadas de Nitrogênio usando a retranslocação como estratégia de conservação desse nutriente.

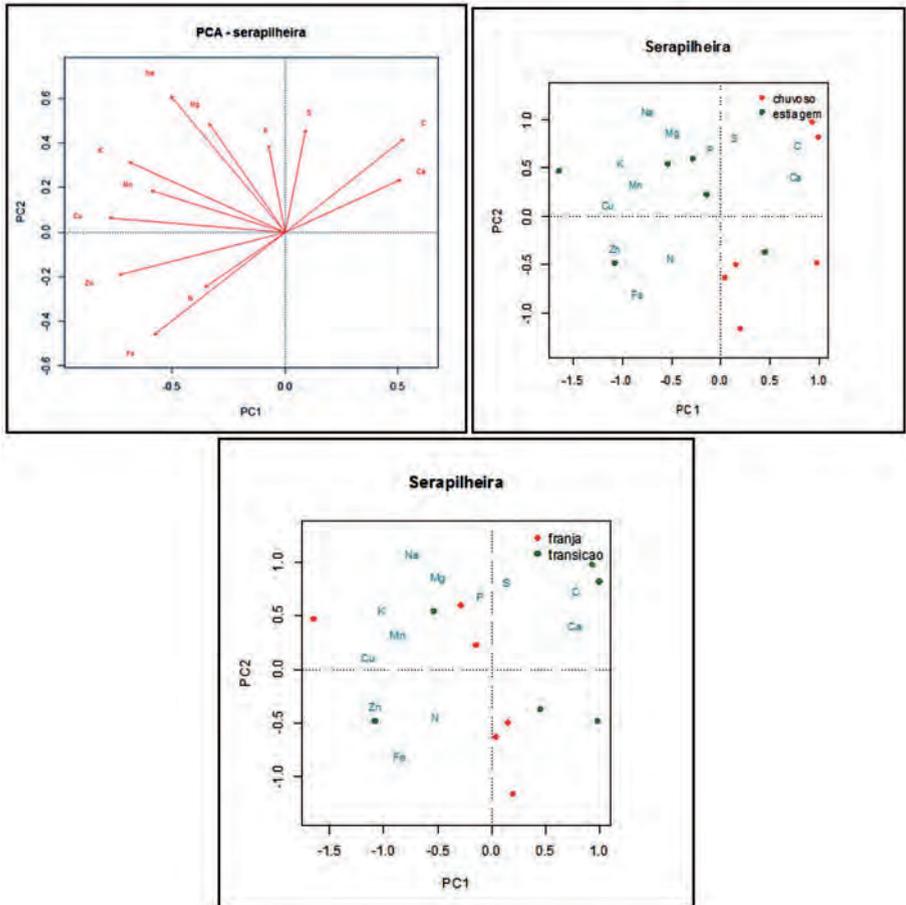


Figura 6. Análise de componentes principais dos nutrientes em folhas de serapilheira: acima à esquerda os autovetores das variáveis, acima a direita diagrama de ordenação identificando os pontos do período chuvoso em vermelho e do período de estagem em verde e no centro abaixo diagrama de ordenação identificando os pontos do manguezal de franja em vermelho e da zona de transição em verde. PC1= Componente principal 1; PC2= Componente principal 2.

Referências

- Abreu, C.A.; Lopes A.S.; Santos G. 2007. Micronutrientes. In: Novais, R.F. et al. (eds). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS/ UFV. p. 645-736
- Ahmad, M. S. A.; Muhammad, A.; Qasim, A. 2010. Soil salinity as a selection pressure is a key determinant for the evolution of salt tolerance in Blue Panicgrass (*Panicum antidotale* Retz.). **Flora (Jena)**, 205 (1): 37-45
- Amaral et al. 2008. Restingas do litoral amazônico, estados do Pará e Amapá, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Ciênc. Nat.**, 3(1):25-36.
- Ball, M. C. 1996. Patterns of secondary succession in a mangrove forest in southern Florida. **Oecologia (Berlin)**, 44: 226-235.
- Bernini, E.; Rezende, C.E. 2010. Variação estrutural em florestas de mangue do estuário do rio Itabapoana, ES-RJ. **Biotemas**, 23 (1): 49-60.
- Bernini, E. 2008. **Estrutura da cobertura vegetal e produção de serapilheira da floresta de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 134 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.
- Bernini, E. et al. 2006. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do Rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 29(4):689-699.
- Berredo, J. F.; Costa, M. L.; Progene, M. P. S. 2008. Efeitos das variações sazonais do clima tropical úmido sobre as águas e sedimentos de manguezais do estuário do rio Marapanim, costa nordeste do Estado do Pará. **Acta Amazonica**, 38 (3):473-482
- Cuzzuol, G. R. F.; Campos, A. 2001. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 24(2):227-234.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA- **Manual de Métodos de Análises de Solo**. 2°. Ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 212p. 1997
- Fageria, N. K.; Araújo, A. P.; Stone, L. F. 2009. Mudanças químicas na rizosfera. In: Melo, V. F.; Alleoni, L. R. F. (eds.). **Química e mineralogia do solo, Parte II**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, Minas Gerais, p. 161-182.
- Ferreira, T. O. 2002. **Solos de mangue do rio Crumahú (Guarujá-SP): pedologia e contaminação por esgoto doméstico**. 113 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.
- Gotelli, N.J.; Elisson, A.M. 2011. **Princípios de estatística em ecologia**. ARTMED Editora, 216p.
- Hadlich, G. M.; Celino, J. J.; Ucha, J. M. 2010. Diferenciação físico-química entre apicuns, manguezais e encostas na Baía de Todos os Santos, Nordeste do Brasil. **Geociências**, 9(4):633-641.

- Hadlich, G. M.; Ucha, J. M. 2009. Apicuns: aspectos gerais, evolução recente e mudanças climáticas globais. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 10(2):13-20.
- Kamruzzaman, M. et al. 2012. Litterfall of three subtropical mangrove species in the family Rhizophoraceae. **Journal of Oceanography**, 68(3):841-850.
- Lacerda, L. D. 2009. **Manguezais, ecossistemas-chave sob ameaça**. Scientific American Brasil, São Paulo: Duetto, v.1, (Coleção Oceanos - origens, transformações e o futuro).
- Lugo, A. E.; Snedaker, S.C. 1974. The ecology of mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 5: 39-64.
- Maia, L. P. et al. 2005. **Estudo das áreas de manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco**. Fortaleza: LABOMAR UFC.
- Martins, P. T. A.; Couto, E. C. G.; Delabie, J. H. C. 2011. Fitossociologia e estrutura vegetal do Manguezal do rio Cururupe (Ilhéus, Bahia, Brasil). **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 11(2):163-169.
- Mendes, A. C. 2005. Geomorfologia e Sedimentologia. In: Fernandes, M. E. B. (Org.). **Os Manguezais da Costa Norte Brasileira**. Maranhão: Fundação Rio Bacanga, cap. 1, p. 13-32, 2 v.
- Mendoza, U.M.N. 2007. **Dynamics of phosphorus and sulphur in a mangrove forest in Bragança, North Brazil**. 133 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universität Bremen, Bremen.
- Menezes, M.; Berger, U.; Mehlig, U. 2008. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão states, north Brazil. **Acta Amazonica**, 38(3):403-420.
- Menezes, M. P. M.; Mehlig, U. 2009. Manguezais: As Florestas da Amazônia Costeira. **Ciência Hoje**, 44(264):34-39.
- Pellegrini, J. A. C. 2000. **Caracterização da planície hipersalina (apicum) associado a um bosque de mangue em Guaratiba, baía de Sepetiba, Rio de Janeiro – RJ**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Petri, D. J. C. 2009. **Estrutura da floresta de mangue do estuário do rio Benevente, Anchieta, ES**. 29 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Biologia, modalidade Ciências Ambientais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.
- Quiñones, E. M. 2000. **Relações água-solo no sistema ambiental do Estuário de Itanhaém (SP)**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Rossi, M.; Mattos, I. F.A. 2002. Solos de mangue do Estado de São Paulo: caracterização química e física. **Revista do Departamento de Geografia**, 15:101-113.
- R **Foundation for Statistical Computing**. Vienna, Austria. 2012. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em: 20 de Agosto. 2014.

Schaeffer-Novelli, Y. 1995. Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar. **Caribbean Ecological Research**, São Paulo, 1995.

Schmidt, A. J. 2012. **Ritmos de acasalamento e habitat de recrutamento de caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), e suas implicações para a gestão em manguezais de Caravelas, BA**. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) – Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

Seixas, J. A.; Fernandes, M. E. B.; Silva, E. S. 2006. Análise estrutural da vegetação arbórea dos mangues no Furo Grande, Bragança, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, série botânica, 1(3):61-69.

Silva, E. S.; Fernandes, M. E. B. 2004. Relação entre gradiente vegetacional e atributos do solo nos bosques de mangue do Furo Grande, Bragança-PA. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, 17:19-27.

Souza, H. F. et al. 1996. Alguns aspectos fitossociológicos e nutricionais do manguezal da Ilha de Pati – Bahia – Brasil. **Sitientibus**, 15:151-165.

Souza, R.O.; Vahl, L.C.; Otero, X.L. 2009. Química de solos alagados. In: Melo, V.F.; Alleoni, L.R.F. (Eds.). **Química e mineralogia do solo - Parte II: Aplicações**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, Minas Gerais. p. 485-528.

Ucha, J. M.; Hadlich, G. M.; Celino, J. J. 2008. Apicum: transição entre solos de encostas e de manguezais. **Revista E. T. C.**, p.58-62.

Vanucci, M. 2002. **Os manguezais e nós: uma síntese de percepções**. 2ª ed. rev. e ampl. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.

A importância das Unidades de Conservação e Terras Indígenas na contenção do desmatamento na Amazônia Legal Brasileira

Tassia do Socorro Serra Nunes, Leandro Valle Ferreira & Eduardo Martins Venticinque

RESUMO

A existência de políticas de conservação em um país evidencia a necessidade das Unidades de Conservação de Proteção Integral, Uso Sustentável e Terras Indígenas, denominadas áreas protegidas, que têm como uma de suas finalidades principais proteger e conservar a biodiversidade. Desta forma, uma questão crucial é determinar o impacto do desmatamento nas Unidades de Conservação e Terras Indígenas, e se as estas são eficazes na contenção do desmatamento. Neste estudo, foram analisadas as áreas protegidas na Amazônia legal no período de 1997 a 2008. A proporção do desmatamento nas Unidades de Conservação de Proteção Integral é semelhante àquela obtida nas Terras Indígenas, 1,2% e 1,0%, respectivamente, porém menor, em comparação ao desmatamento interno das Unidades de Conservação de Uso Sustentável. A proporção do desmatamento entre as categorias nas Unidades de Conservação (Proteção Integral e Uso Sustentável) e Terras Indígenas também foi significativamente diferente, sendo muito superior nas Áreas de Proteção Ambiental (APAs). Houve diferença significativa entre o desmatamento interno das áreas protegidas em relação ao desmatamento no entorno a 5 km e 10 km. Das 424 áreas protegidas analisadas, 264 (62,3%) têm um desmatamento interno menor do que o esperado em relação ao desmatamento no seu entorno. Em outras palavras, as áreas protegidas estão aguentando a pressão externa advinda do desmatamento. Isto ocorre inclusive nas áreas protegidas próximas às estradas e rios, demonstrando claramente o efeito inibidor que estas têm no desmatamento e derrubando a crença de que o desmatamento nas áreas protegidas é menor do que fora delas porque estão localizadas longe de estradas ou rios.

Introdução

A floresta amazônica é a maior floresta tropical úmida do mundo, com uma área total de aproximadamente 7 milhões de km², abrangendo

países da América do Sul, porém com maior cobertura (60%) em território brasileiro (Correia et al., 2007). Essa floresta possui 50% da diversidade biológica do planeta, contendo pelo menos 45.000 espécies de plantas, 1.300 espécies de peixes de água doce, 163 espécies de anfíbios, 305 espécies de serpentes, 1.000 espécies de aves e 311 de mamíferos não voadores (CI-BRASIL, 2009).

Entretanto, a floresta amazônica não é conhecida somente pela sua grande biodiversidade, mas também por desempenhar um papel essencial no ciclo hidrológico regional e mundial, já que ela forma a maior rede fluvial do globo, respondendo por aproximadamente 20% do total de água doce despejada nos oceanos do planeta (Correia et al., 2007).

Na Amazônia Legal brasileira, essas características ambientais favoráveis foram vistas como uma grande oportunidade para o crescimento econômico regional e nacional. Assim, com o início de um processo de ocupação acelerado e desordenado e uma intensa mudança no padrão de uso do solo, a paisagem e a rica biodiversidade amazônica foram sendo fortemente alteradas (Luizão, 2007).

Nas décadas de 1970 e 1980, dentre as variáveis explicativas da exploração da floresta amazônica, destacaram-se os incentivos fiscais a empresas privadas, os créditos rurais subsidiados, os programas oficiais de colonização agrícola e os investimentos em infraestrutura, os quais atraíram empreendedores e milhares de migrantes em busca de terras na região (Fearnside, 2003a; Fearnside, 2008; Nepstad et al., 2000; Rodrigues, 2004).

De acordo com um relatório do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM, 2003), esse processo de ocupação da Amazônia brasileira eliminou 550.000 km² de floresta através do corte e da queima da vegetação, cujo resultado foi a liberação de 2 a 4% das emissões globais de carbono para a atmosfera.

Nesse período, a conversão da floresta amazônica acarretou sérios problemas sociais e ambientais para a região, tais como a perda de biodiversidade (extinção de espécies) (Nepstad et al., 2001); aumento de gases do efeito estufa (Fearnside, 1995); aumento da concentração fundiária; baixa fixação de agricultores no campo; urbanização precária e conflitos sociais, entre outros (Becker, 2001).

Por outro lado, na medida em que avançava o desflorestamento e a utilização indiscriminada dos recursos naturais nos países tropicais, a preservação da biodiversidade ainda existente, tornava-se cada vez mais reconhecida e, portanto, sua proteção e uso sustentável passaram a figurar um dos grandes desafios do momento (Capobianco, 2001).

Com isso, a criação de espaços protegidos, que não sofressem a ação do uso destrutivo da terra, surge como uma das principais estratégias práticas para fazer frente ao processo de desenvolvimento desmedido que causava a destruição e transformação dos ambientes naturais (Borges et al., 2007).

Nesse contexto, no Brasil, foram instituídas as Áreas Protegidas, tais como Unidades de Conservação e Terras Indígenas, com propósitos ligados à preocupação ecológica e com objetivos mais amplos de conservação, como a proteção dos recursos hídricos, a manutenção de estoques de espécies ameaçadas e do equilíbrio climático e ecológico, a preservação de recursos genéticos e a conservação da biodiversidade em seu estado natural (Drummond et al., 2005; Mussi & Motta, 2006).

Hoje, muitos estudos mostram que o estabelecimento de Parques Nacionais e outros tipos de áreas protegidas são eficazes na limitação de várias formas de destruição ambiental, como desmatamento e caça abusiva e, com isso, essas áreas podem dar uma contribuição relevante para a proteção da natureza, contra a extinção de espécies e mal uso de recursos naturais como um todo (Aaron et al., 2001; Soares-Filho et al., 2006; Ferreira et al., 2005; 2009).

Segundo Fearnside (2008), com a criação de áreas protegidas impedindo e/ou minimizando o desmatamento e outras atividades de uso e mudança de uso do solo, haverá a redução da degradação ambiental, pela manutenção das funções de ciclagem de água e de nutrientes da floresta. Além disso, tais áreas, ao tentarem manter fragmentos de *habitat* conservados, acabam contribuindo para a redução do efeito estufa, por evitarem emissões de carbono na atmosfera.

Entretanto, mesmo com toda importância ambiental e social, muitas Áreas Protegidas na Amazônia brasileira enfrentam sérios problemas, tais como a definição inadequada de limites e categorias, o impasse na questão de sobreposições, visto que muitas dessas áreas estão sendo usadas de forma incompatível com sua finalidade e, em vários casos, as terras sequer foram

demarcadas. Outros sérios problemas são que muitas áreas protegidas não têm plano de manejo, infraestrutura e o número de funcionários é insuficiente (Borges et al., 2007; Sá & Ferreira, 2000).

Consequentemente, com a ausência de ações efetivas de gestão (demarcação, sinalização, atividades educativas com populações de entorno, plano de manejo, atividades sustentáveis com populações tradicionais etc.) e com os atuais padrões de ocupação e uso dos recursos naturais nas áreas de entorno, diversas Unidades de Conservação e Terras Indígenas têm sofrido grande pressão, associada principalmente à exploração de madeira e grilagem de terras.

Dessa forma, apesar do consenso a respeito da implantação de Áreas Protegidas como uma grande iniciativa para a conservação da Amazônia Legal brasileira, ainda constitui um dos grandes debates da atualidade, para saber se essas áreas realmente cumprem a sua função de proteção das florestas nativas ao impedirem o desmatamento (Aaron et al., 2001; Ferreira et al., 2005).

Além disso, o porquê das Áreas Protegidas exercerem essa função e em que grau, circunstância e escala temporal essas áreas são eficientes, ainda são incógnitas (Silva, 2008).

É neste sentido que, no presente estudo, objetivou-se demonstrar o papel das Unidades de Conservação e Terras Indígenas na contenção do desflorestamento na Amazônia Legal brasileira, através do diagnóstico do desflorestamento dentro das Áreas Protegidas e no seu entorno.

Assim, espera-se que, com a análise do desempenho das Áreas Protegidas, este trabalho possa contribuir para o planejamento dos governos federal e estaduais para a identificação de áreas prioritárias para a conservação e gestão das Áreas Protegidas existentes na Amazônia brasileira.

Metodologia

A Amazônia Legal brasileira tem uma extensão estimada em 4,1 milhões de quilômetros quadrados (48% do território nacional) e atualmente inclui os estados do Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins e parte do estado do Maranhão (a oeste do meridiano de 44° de longitude oeste).

Os dados apresentados neste estudo foram obtidos através de dados cartográficos digitais e o processamento feito através do programa de geoprocessamento ARCGIS. Os planos de informação utilizados foram: (1) Limites das Unidades de Conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável federais, estaduais e municipais da Amazônia Legal brasileira (MMA 2008); (2) Limites das Terras Indígenas da Amazônia Legal brasileira (FUNAI 2008); e (3) Desflorestamento na Amazônia Legal brasileira (Projeto Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite-PRODES) (INPE, 2008).

Como este estudo é baseado em informações sobre o desflorestamento produzidas pelo INPE, foi necessário adotar a metodologia dessa instituição para estabelecer os critérios de seleção das Áreas Protegidas a serem analisadas. Assim, foram desconsideradas as Áreas Protegidas fora do limite da Amazônia Legal Brasileira e foram consideradas as Áreas Protegidas situadas no domínio florestal Amazônico, já que o INPE, no cálculo da perda de cobertura vegetal na Amazônia Legal, analisa somente as "áreas de floresta" (Câmara et al., 2006).

Para identificar a relação do desflorestamento interno (variável dependente) entre as Áreas Protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral, Unidades de Conservação de Uso Sustentável e Terras Indígenas) (variáveis independentes), foram empregados o teste de Análise de Variância simples e o teste *post hoc* de Tukey (Zar, 2010).

Para testar a relação entre o desflorestamento interno (variável dependente) e o desflorestamento no entorno de 5 km e 10 km das Áreas Protegidas (fatores) foi utilizada a regressão linear múltipla (Zar, 2010).

Para a construção do modelo estatístico de efetividade das Áreas Protegidas proposto por este trabalho, foi calculado o desflorestamento estimado para cada Área Protegida, que consiste no percentual de seu desflorestamento interno explicado pelo percentual de seu desflorestamento externo real. Posteriormente, foi calculada a diferença entre o desflorestamento interno observado (real) nas Áreas Protegidas e o desflorestamento interno estimado (pelo entorno). A essa diferença se dá o nome de resíduo, que constitui o percentual de desflorestamento interno real das Áreas Protegidas não explicado pelo desflorestamento externo real a 5 km e a 10 km.

A partir do resíduo foi realizada a análise de efetividade das Áreas Protegidas, segundo a qual, somente serão classificadas como Áreas

Protegidas efetivas em conter o desflorestamento, as que apresentarem resíduo negativo, ou seja, que têm desflorestamento interno real inferior ao estimado (esperado para o seu entorno).

Resultados e Discussão

A proporção do desflorestamento interno nas unidades de conservação de proteção integral e Terras Indígenas são significativamente menores do que o desflorestamento nas unidades de uso sustentável, de 1,2%, 1,0% e 6.6%, respectivamente ($F_{[2, 467]} = 4,764$; $p = 0,009$; Figura 1).

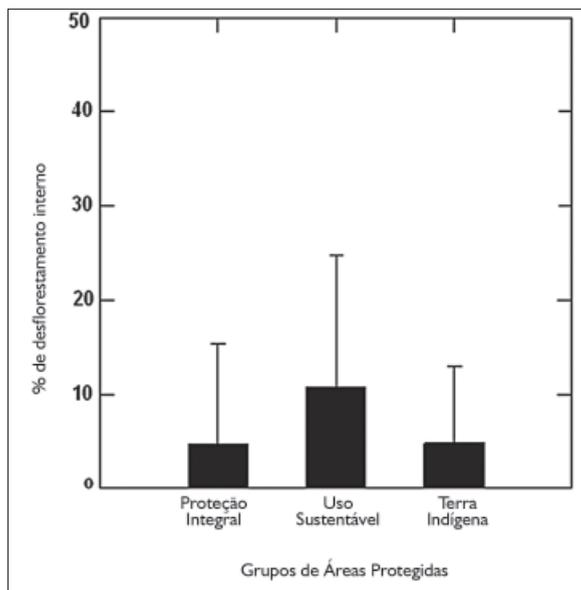


Figura 1. Média e desvio padrão do desflorestamento interno das Áreas Protegidas na Amazônia Legal, de 1997 a 2008.

Das unidades de conservação de proteção integral, as categorias de Parques Estaduais (PARE), com 4%; e de Reservas Biológicas (REBIO); com 2,3%, são as que apresentam maior proporção de desflorestamento interno (Tabela 1). Nas Unidades de Conservação de Uso Sustentável, as maiores proporções de desflorestamento interno são encontradas nas Áreas de Proteção Ambiental (APA), com 20,1%; e nas Reservas Extrativistas (RESEX), com 3,8% (Tabela 1).

A maior proporção do desflorestamento interno nas categorias de PARE e REBIO em relação às outras categorias são explicadas da seguinte maneira. Os Parques Estaduais têm um desflorestamento interno muito maior do que os Parques Federais, pois estão situados no arco do desflorestamento nos estados de Mato Grosso e Rondônia ou próximo a uma cidade, no caso do Parque Estadual de Nhamundá (Apêndice 1).

A maior proporção do desflorestamento interno da categoria REBIO em relação às outras categorias de Unidades de Proteção Integral é explicada pelo grande desflorestamento interno (20,3%) da Reserva Biológica de Gurupi, situada no arco do desflorestamento, no estado do Maranhão (Apêndice 1).

Tabela 1. Proporção de área desflorestada nos grupos e categorias de Áreas Protegidas, na Amazônia Legal.

Grupos de Áreas Protegidas	Categoria de Unidades de Conservação e Terras Indígenas	% de Desflorestamento Interno
Proteção Integral	ESEC	0,9
	PARNA	0,4
	REBIO	2,3
	PARE	4,0
	Média	1,2
	APA	20,1
Uso Sustentável	RESEX	3,8
	FLONA	1,9
	RDS	0,2
	FLOE	2,6
	Média	6,6
Terras Indígenas	Média	1,0

A maior proporção do desflorestamento obtido nas categorias de APA e RESEX nas unidades de conservação e uso sustentável já era esperado, pois a primeira categoria é composta por unidades de conservação com frágil instrumento de gestão e a 2ª categoria por serem unidades estaduais, sujeitas a pressões de lideranças locais (Apêndice 1).

Houve diferença significativa entre o desflorestamento interno das Áreas Protegidas e o desflorestamento no seu entorno a 5 km e a 10 km de distância ($r^2=0,45$; $F_{[2, 466]} = 171,99$; $p=0,0001$ – Figura 2).

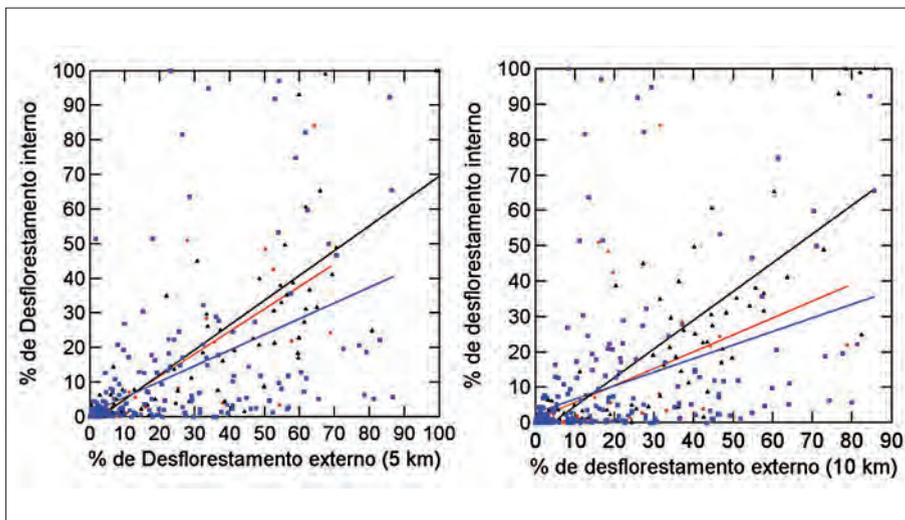


Figura 2. Regressão múltipla entre o desflorestamento interno em relação ao externo a 5 km e a 10 km do entorno das áreas protegidas (vermelho=proteção integral; preto=uso sustentável e azul=terras indígenas).

O desflorestamento externo do entorno das áreas protegidas a 5 km e 10 km explica 45% do desflorestamento interno encontrado nas áreas protegidas da Amazônia Legal.

Na Amazônia Legal, das 469 áreas protegidas analisadas, 264 (62,3%) têm um desflorestamento interno menor do que o esperado em relação ao desflorestamento no seu entorno (Figura 3).

Essas áreas protegidas estão aguentando a pressão externa advinda do desflorestamento. Isto ocorre inclusive nas áreas protegidas próximo a rodovias, demonstrando claramente o efeito inibidor que estas têm no desflorestamento, derrubando a crença comum de que o desflorestamento nas áreas protegidas é menor do que fora delas porque as mesmas estão localizadas longe das estradas ou rios.

A situação mais crítica das áreas protegidas em conter o desflorestamento é no estado Maranhão, com 20 áreas protegidas, das quais 17 não estão segurando o processo de desflorestamento (Figura 4).

Relação semelhante, porém menos extrema, também pode ser observada nos estados de Mato Grosso, Pará, Rondônia e Amapá.

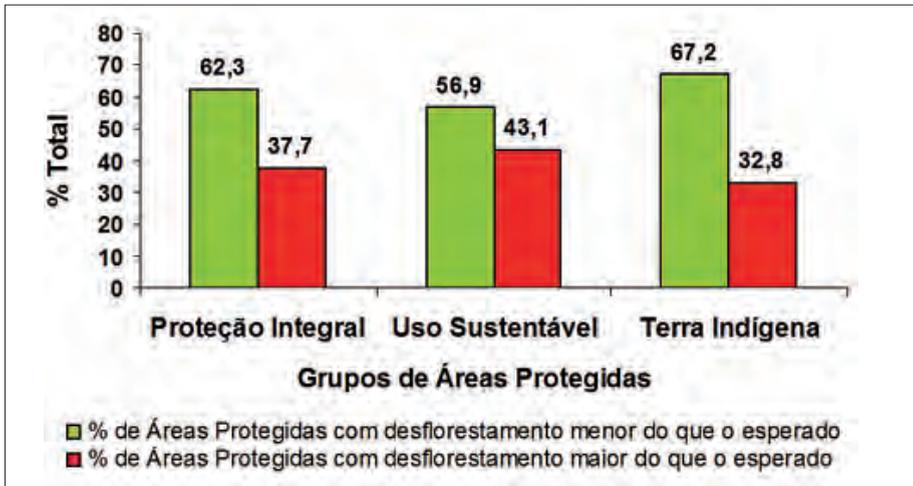


Figura 3. Proporção das Áreas Protegidas com desflorestamento interno menor e maior do que o desflorestamento interno esperado, no período de 1997 a 2008.

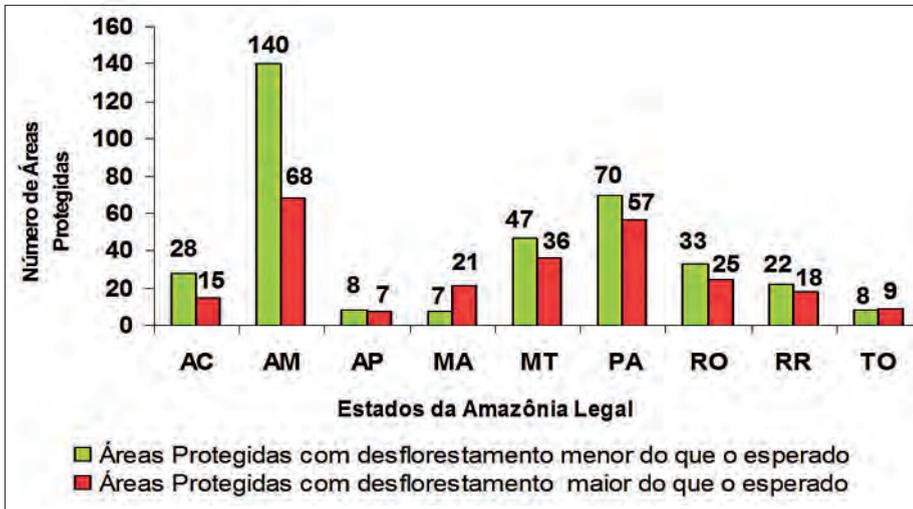


Figura 4. Número de áreas protegidas em relação ao modelo de desflorestamento interno, no período de 1997 a 2008.

O banco de dados produzido neste estudo será muito útil para um planejamento dos governos federal e estaduais, pois mostra de forma clara quais as Unidades de Conservação e Terras Indígenas que não estão mais suportando a pressão do desflorestamento.

Conclusões

Das 424 áreas protegidas analisadas neste estudo, 273 (64%) tem um desflorestamento interno menor do que o esperado em relação ao desflorestamento no seu entorno. Isto ocorre inclusive nas áreas protegidas próximo a rodovias, demonstrando claramente o efeito inibidor que têm no desflorestamento.

Esta constatação derruba a crença comum de que o desflorestamento nas áreas protegidas é menor do que fora delas porque as mesmas estão localizadas longe das estradas ou rios.

O ordenamento territorial ao longo de rodovias, com a criação de um mosaico de áreas protegidas em diferentes categorias, é uma estratégia fundamental para diminuir o processo de desflorestamento nos eixos de expansão e consolidação na Amazônia.

É preciso implantar com urgência, através dos planos de manejo, o atual conjunto de áreas protegidas da Amazônia, pois as mesmas não têm condições de manter-se em longo prazo sem instrumentos que permitam a sua sustentação.

Referências

Aaron, G.B. et al. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, 291: 125 -128.

Ahrens, C. D. 2005. **Essentials of meteorology**: an invitation to the atmosphere. 4. ed. Belmont: Thomson-Brooks/Cole, 473 p.

Becker, B.K. 2001. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? **Parcerias estratégicas**, 12: 135-159.

Borges, S. H. et al. 2007. Uma análise geopolítica do atual sistema de unidades de conservação na Amazônia Brasileira. **Política Ambiental**. 2(4): 35-41.

BRASIL. **Lei n. 9.985, de 18 de Julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>. Acesso em: 10/11/2008.

Câmara, G.; Valeriano, D. M.; Soares, J. V. 2008. **Metodologia para o Cálculo da Taxa Anual de Desmatamento na Amazônia Legal**. São José dos Campos: INPE, 2006. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/metodologia.pdf>>. Acesso em: 15/01/2008.

Capobianco, J. P. 2001. Representatividade das unidades de conservação e terras indígenas em relação às fitofisionomias da Amazônia Legal. In: Capobianco, J. P. et al. (orgs.). **Biodiversidade na Amazônia Brasileira**. São Paulo: Estação Liberdade; Instituto Socioambiental, p. 263-267.

CI-Conservação Internacional Brasil. **Amazônia**. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br/onde/amazonia/>>. Acesso em 23/02/09.

Correia, F. W. et al. 2007. Balanço de Umidade na Amazônia e sua sensibilidade as mudanças na cobertura vegetal. **Ciência e Cultura**, 59: 39-43.

Drummond, J. A. et al. 2005. **O estado das áreas protegidas do Brasil - 2005**. Brasília. Observatório de Unidades de Conservação, CDS/UnB, 2006. Disponível em: <www.unbcdc.pro.br/conteudo_arquivo/150607_2F62A6.pdf>. Acesso em: 17/11/2008.

ESRI-Environmental Systems Research Institute. 1998. **Shapefile Technical Description**. An ESRI White Paper. p. 28. Disponível em: <www.esri.com/library/whitepapers/pdfs/shapefile.pdf>. Acesso em: 22/02/2010.

Fearnside, P. M. 1995. Potential Impacts of Climatic Change on Natural Forests and Forestry in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, 78(1): 51-70.

Fearnside, P. M. 2003. Homem e ambiente na Amazônia. In: Fearnside, P. M. **A floresta Amazônica nas mudanças globais**. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 134p.

Fearnside, P. M. 2008. O valor de áreas protegidas em evitar mudança climática na Amazônia. In: Wiegand Jr., R; Albernaz, A. L. (eds.). **Atualização das áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade – Bioma Amazônia**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, p. 213.

Ferreira, L. V. et al. 1999. **Análise do grau de vulnerabilidade e implementação das Unidades de Conservação federais de uso indireto no Brasil**: uma proposta de criação do Ranking das Unidades Brasileiras. Relatório técnico. Brasília: WWF.

Ferreira, L.V; Venticinque, E. & Almeida, S. S. 2005. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, 19(53): 1-10.

FUNAI-Fundação Nacional do Índio. **Arquivo de Terras Indígenas em formato SHAPE FILE (compactado)**. Disponível em: <http://www.funai.gov.br/ultimas/informativos/daf/cgdp/2008/arquivos/Shapes_atuais.rar>. Acesso em: 04/05/2008.

IBAMA-Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Unidades de Conservação**. Ministério do Meio ambiente. Disponível em: <http://www2.ibama.gov.br/unidades/geralucs/encarte_federal/encarte_federal.pdf>. Acesso em: 05/05/2004.

IPAM-Instituto de Pesquisas Ambientais da Amazônia.. **Políticas ambientais**. Disponível em: <<http://www.ipam.org.br/polamb/cuisant.htm>>. Acesso em: 12/09/2008.

INPE-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 1999. **Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: 1997-1998**. São José dos Campos: INPE. 1999. Disponível em: <<http://mtc-m18.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/vagner/2000/04.28.17.40/doc/Index.htm>>. Acesso em: 13/02/2008.

Mussi, S. M; Motta, P. C. S. 2006. **Unidades de Conservação**: as áreas protegidas mais importantes para a conservação da biodiversidade. In: Seminário Áreas Protegidas e Inclusão Social. II, Disponível em: <<http://www.ivt-rj.net/sapis/2006/pdf/SultaneMussi.pdf>>. Acesso em: 19/08/2009.

Nepstad, D. et al. 2000. **Avança Brasil**: os custos ambientais para a Amazônia. 1. ed. Belém: Alves, p. 24.

Nepstad, D. et al. 2001. Road paving, fire regime Feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, 154 (3): 395-407.

Rodrigues, R. L. V. 2004. **Análise dos fatores determinantes do desflorestamento na Amazônia Legal**. p. 249. Tese. (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Sá, R. M. L; Ferreira, L. V. 1999. **Áreas protegidas ou espaços ameaçados**: o grau de implementação e vulnerabilidade das unidades de conservação federal brasileiras de uso indireto. Brasília: WWF-Brasil, p. 32. (Série Técnica WWF-Brasil).

Soares-Filho, B. S. et al. 2006. Modelling conservation in the Amazon Basin. **Nature**, 440(23): 520-523.

Zar, J. H. 2010. **Biostatistical Analysis**. 5. ed. New Jersey: Prentice-Hall, Englewood Cliffs. p.535.

Apêndice 1. Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
A.P.A. São Geraldo do Arag	Sustentável	APA	PA	24.9	80.7	82.4	39.6	-14.7	Sim
A.P.A. Baixada Maranhense	Sustentável	APA	MA	48.9	70.5	72.8	34.3	14.6	Não
A.P.A. Curiaú	Sustentável	APA	AP	3.1	2.0	1.1	2.1	1.0	Não
A.P.A. da Margem Direita	Sustentável	APA	AM	14.4	6.7	11.2	1.9	12.5	Não
A.P.A. da Margem Esquerda	Sustentável	APA	AM	5.0	7.6	9.8	3.4	1.6	Não
A.P.A. de Monte Alegre	Sustentável	APA	PA	29.6	33.4	34.2	16.8	12.8	Não
A.P.A. de Nhamundá	Sustentável	APA	AM	7.5	25.1	19.6	15.6	-8.1	Sim
A.P.A. de Presidente Figu	Sustentável	APA	AM	6.2	5.9	4.1	4.5	1.7	Não
A.P.A. de Tucuruí	Sustentável	APA	PA	41.1	69.3	63.6	37.5	3.6	Não
A.P.A. do Rio Madeira	Sustentável	APA	RO	60.6	61.8	44.6	39.1	21.5	Não
A.P.A. Igarapé Gelado	Sustentável	APA	PA	45.0	30.7	27.2	17.5	27.5	Não
A.P.A. Lago do Cuniã	Sustentável	APA	RO	1.5	8.9	13.4	3.0	-1.5	Sim
A.P.A. reentrâncias Maran	Sustentável	APA	MA	65.3	65.9	60.3	35.8	29.5	Não
A.P.A. Região de Maracanã	Sustentável	APA	MA	38.7	58.1	20.3	46.9	-8.2	Sim
A.P.A. Upaon-Açu/Miritiba	Sustentável	APA	MA	13.7	24.1	20.9	14.1	-0.4	Sim
Acapurt de Cima	Terras Indígenas	TI	AM	0.2	1.7	1.7	1.6	-1.4	Sim
Acimã	Terras Indígenas	TI	AM	0.8	0.6	0.5	1.1	-0.3	Sim
Água Preta/Inari	Terras Indígenas	TI	AM	0.5	2.5	1.1	29.2	-28.7	Sim
Alto Rio Guamá	Terras Indígenas	TI	PA	35.7	57.5	57.2	1.9	33.8	Não
Alto Rio Negro	Terras Indígenas	TI	AM	1.1	1.9	1.3	1.8	-0.7	Sim
Alto Rio Purus	Terras Indígenas	TI	AC	0.8	1.5	0.7	0.8	0.0	Sim
Alto Sepatini	Terras Indígenas	TI	AM	0.3	0.3	0.5	1.2	-0.9	Sim
Alto Tarauacá	Terras Indígenas	TI	AC	1.0	1.1	1.2	24.6	-23.6	Sim
Alto Turiapú	Terras Indígenas	TI	MA	9.8	54.0	59.8	18.1	-8.3	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Anambé	Terras Indígenas	Ti	PA	11.8	41.2	47.5	2.6	9.2	Não
Andirá-Marau AM	Terras Indígenas	Ti	AM	8.2	5.9	8.2	1.0	7.2	Não
Andirá-Marau PA	Terras Indígenas	Ti	PA	3.3	2.6	4.7	17.7	-14.4	Sim
Apiaka/Kayabi	Terras Indígenas	Ti	MT	3.4	39.2	44.1	23.6	-20.2	Sim
Apinayé	Terras Indígenas	Ti	TO	11.9	48.8	51.2	39.3	-27.4	Sim
Apipica	Terras Indígenas	Ti	AM	91.9	52.9	25.8	0.8	91.1	Não
Apipica	Terras Indígenas	Ti	AM	91.9	52.9	25.8	0.8	91.1	Não
Apurinã do Igarapé Mucuium	Terras Indígenas	Ti	AM	0.5	0.2	0.3	2.2	-1.7	Sim
Apurinã do Igarapé São Jo	Terras Indígenas	Ti	AM	4.1	1.9	0.7	1.9	2.2	Não
Apurinã Igarapé Tauamirim	Terras Indígenas	Ti	AM	0.2	1.5	0.5	28.4	-28.2	Sim
Apurinã Km 124 BR-317	Terras Indígenas	Ti	AM	3.3	40.8	24.4	8.0	-4.7	Sim
Apyterewa	Terras Indígenas	Ti	PA	3.7	15.9	17.1	13.8	-10.1	Sim
Arara	Terras Indígenas	Ti	PA	1.1	27.2	27.8	6.4	-5.3	Sim
Arara do Rio Branco	Terras Indígenas	Ti	MT	0.6	14.5	17.6	1.3	-0.7	Sim
Arara Igarapé Humaitá	Terras Indígenas	Ti	AC	0.3	1.4	1.6	22.9	-22.6	Sim
Araribola	Terras Indígenas	Ti	MA	4.7	51.3	57.9	1.0	3.7	Não
Araweté Igarapé Ipixuna	Terras Indígenas	Ti	PA	0.4	0.5	0.5	7.5	-7.1	Sim
Aripuanã	Terras Indígenas	Ti	MT	0.4	12.5	11.2	3.3	-2.9	Sim
Aritamba	Terras Indígenas	Ti	AM	1.1	4.1	2.9	24.2	-23.1	Sim
Awa	Terras Indígenas	Ti	MA	24.5	40.9	33.6	5.2	19.3	Não
Badjonkore	Terras Indígenas	Ti	PA	2.8	9.0	9.0	0.8	2.0	Não
Balato	Terras Indígenas	Ti	AM	0.7	0.2	0.3	1.0	-0.3	Sim
Banawá	Terras Indígenas	Ti	AM	0.5	0.6	0.6	14.5	-14.0	Sim
Barreira da Missão	Terras Indígenas	Ti	AM	2.0	21.1	13.7	15.0	-13.0	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Barreirinha	Terras Indígenas	TI	PA	22.3	24.0	18.7	4.9	17.4	Não
Batelão	Terras Indígenas	TI	MT	5.1	17.6	27.3	1.8	3.3	Não
Batovi	Terras Indígenas	TI	MT	1.9	11.3	21.0	0.5	1.4	Não
Baú	Terras Indígenas	TI	PA	0.1	2.0	4.6	2.2	-2.1	Sim
Betania	Terras Indígenas	TI	AM	2.2	2.9	2.7	7.4	-5.2	Sim
Boa Vista - AM	Terras Indígenas	TI	AM	0.0	18.0	22.6	19.2	-19.2	Sim
Boca do Acre	Terras Indígenas	TI	AM	6.9	31.3	24.7	24.7	-17.8	Sim
Bom Intento	Terras Indígenas	TI	AM	0.0	29.6	9.4	0.7	-0.7	Sim
Bom Jesus	Terras Indígenas	TI	RR	0.0	0.0	0.1	-0.1	0.1	Não
Cabeceira do Rio Acre	Terras Indígenas	TI	AC	0.7	1.2	4.3	8.3	-7.6	Sim
Cacau do Tarauaca	Terras Indígenas	TI	AM	2.1	9.5	3.2	3.2	-1.1	Sim
Cachoeira Seca	Terras Indígenas	TI	PA	4.0	10.4	16.1	4.2	-0.2	Sim
Caítitu	Terras Indígenas	TI	AM	0.4	4.7	2.1	4.3	-3.9	Sim
Cajuhiri Atravessado	Terras Indígenas	TI	AM	10.9	7.2	7.1	0.6	10.3	Não
Camadeni	Terras Indígenas	TI	AM	0.1	0.1	0.4	8.2	-8.1	Sim
Camicua	Terras Indígenas	TI	AM	0.9	13.0	10.7	5.0	-4.1	Sim
Campinas/Katukina	Terras Indígenas	TI	AC	2.2	8.3	7.8	23.1	-20.9	Sim
Cana Brava/Guejajara	Terras Indígenas	TI	MA	10.3	40.9	36.0	9.6	0.7	Não
Canauaim	Terras Indígenas	TI	RR	30.4	15.1	12.0	1.7	28.7	Não
Capoto/Iarina	Terras Indígenas	TI	MT	0.9	9.9	18.2	30.1	-29.2	Sim
Caru	Terras Indígenas	TI	MA	11.1	61.9	64.2	1.0	10.1	Não
Catipari/Mamoria	Terras Indígenas	TI	AM	0.2	0.9	1.3	4.1	-3.9	Sim
Chandless	Integral	PARE	AC	0.0	0.3	0.5	0.8	-0.8	Sim
Coata-Laranjal	Terras Indígenas	TI	AM	0.7	5.5	4.1	18.7	-18.0	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Cuia	Terras Indígenas	TI	AM	32.3	32.4	28.0	1.0	31.3	Não
Cuiu-Cuiu	Terras Indígenas	TI	AM	2.4	0.6	0.6	0.7	1.7	Não
Cunhã-Sapucaia	Terras Indígenas	TI	AM	0.2	0.6	1.3	0.7	-0.5	Sim
Deni	Terras Indígenas	TI	AM	0.4	0.2	0.4	1.5	-1.1	Sim
Diahui AM	Terras Indígenas	TI	AM	4.4	1.2	0.9	1.0	3.4	Não
E.E. A. Mujica Nava	Integral	ESEC	RO	1.2	4.8	11.0	0.2	1.0	Não
E.E. de Anavilhanas	Integral	ESEC	AM	0.4	4.8	7.2	2.0	-1.6	Sim
E.E. de Caracará	Integral	ESEC	RR	2.0	14.7	10.6	9.9	-7.9	Sim
E.E. de Cuniã	Integral	ESEC	RO	1.2	11.0	13.4	5.0	-3.8	Sim
E.E. de Jari AP	Integral	ESEC	AP	0.5	0.5	3.7	-0.5	1.0	Não
E.E. de Jari PA	Integral	ESEC	PA	0.2	0.2	4.3	-1.1	1.3	Não
E.E. de Juami-Japurá	Integral	ESEC	AM	0.0	0.0	0.2	0.6	-0.6	Sim
E.E. de Jutai-Solimões	Integral	ESEC	AM	0.3	1.1	2.0	0.8	-0.5	Sim
E.E. de Maracá	Integral	ESEC	RR	2.9	4.5	4.3	3.0	-0.1	Sim
E.E. de Maracá-Jipoca	Integral	ESEC	AP	1.6	0.7	1.3	0.8	0.8	Não
E.E. de Niquiã	Integral	ESEC	RR	0.0	0.0	1.8	-0.1	0.1	Não
E.E. de Samuel	Integral	ESEC	RO	5.6	13.0	19.0	4.3	1.3	Não
E.E. do Rio Acre	Integral	ESEC	AC	0.0	0.0	0.3	0.6	-0.6	Sim
E.E. do Rio Madeirinha	Integral	ESEC	MT	0.2	0.1	3.9	-1.0	1.2	Não
E.E. do Rio Ronuro	Integral	ESEC	MT	8.1	25.3	31.3	10.4	-2.3	Sim
E.E. do Rio Roosevelt	Integral	ESEC	MT	0.1	2.4	2.7	1.8	-1.7	Sim
E.E. Serra dos Três Irmão	Integral	ESEC	RO	0.1	2.1	9.4	-1.6	1.7	Não
Enawene-Nawé	Terras Indígenas	TI	MT	0.2	6.6	12.9	23.3	-23.1	Sim
Erikbaktsa	Terras Indígenas	TI	MT	2.3	46.0	46.1	0.8	1.5	Não

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Escondido	Terras Indígenas	TI	MT	0.3	8.7	17.8	2.1	-1.8	Sim
Espírito Santo	Terras Indígenas	TI	AM	0.2	2.3	1.7	6.1	-5.9	Sim
Estrela da Paz	Terras Indígenas	TI	AM	7.0	6.5	1.9	3.3	3.7	Não
Evare I	Terras Indígenas	TI	AM	2.7	3.8	3.1	13.8	-11.1	Sim
Evare II	Terras Indígenas	TI	AM	0.5	5.2	2.7	17.8	-17.3	Sim
F.E. de Maués	Sustentável	FLONA	AM	2.7	6.4	7.2	3.5	-0.8	Sim
F.E. do Antimari	Sustentável	FLOE	AC	2.3	14.7	18.9	6.0	-3.7	Sim
F.E.R.S. Araras	Sustentável	FLOE	RO	22.6	46.7	42.3	25.7	-3.1	Sim
F.E.R.S. Cedro	Sustentável	FLOE	RO	22.8	59.8	43.4	37.8	-15.0	Sim
F.E.R.S. Gavião	Sustentável	FLOE	RO	18.5	32.3	35.5	15.1	3.4	Não
F.E.R.S. Mutum	Sustentável	FLOE	RO	8.7	49.8	43.5	28.2	-19.5	Sim
F.E.R.S. Periquitos	Sustentável	FLOE	RO	39.9	48.5	36.2	30.3	9.6	Não
F.E.R.S. Rio Machado	Sustentável	FLOE	RO	0.8	2.1	1.7	1.9	-1.1	Sim
F.E.R.S. Rio Madeira A	Sustentável	FLOE	RO	0.1	5.5	4.6	3.8	-3.7	Sim
F.E.R.S. Rio Madeira B	Sustentável	FLOE	RO	3.9	24.6	25.5	12.4	-8.5	Sim
F.E.R.S. Rio Vermelho B	Sustentável	FLOE	RO	1.5	6.4	8.2	3.0	-1.5	Sim
F.E.R.S. Rio Vermelho C	Sustentável	FLOE	AM	25.1	37.3	40.3	17.7	7.4	Não
F.E.R.S. Tucano	Sustentável	FLOE	RO	20.8	48.4	47.2	25.1	-4.3	Sim
F.N. Altamira	Sustentável	FLONA	PA	0.3	2.9	4.7	1.3	-1.0	Sim
F.N. Amapá	Sustentável	FLONA	AP	0.2	0.3	2.1	0.0	0.2	Não
F.N. Bom Futuro	Sustentável	FLONA	RO	14.6	23.1	36.8	5.7	8.9	Não
F.N. Carajás	Sustentável	FLONA	PA	1.5	44.2	42.5	23.3	-21.8	Sim
F.N. Caxuanã	Sustentável	FLONA	PA	0.5	2.4	4.5	0.9	-0.4	Sim
F.N. de Pau-Rosa	Sustentável	FLONA	AM	0.5	1.3	2.2	0.9	-0.4	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
F.N. de Santa Rosa do Pur	Sustentável	FLONA	AC	1.6	2.0	2.1	1.7	-0.1	Sim
F.N. de São Francisco	Sustentável	FLONA	AC	0.5	0.3	1.2	0.5	0.0	Sim
F.N. do Jatuarana	Sustentável	FLONA	AM	0.1	1.6	4.6	0.1	0.0	Sim
F.N. Humaitá	Sustentável	FLONA	AM	0.2	4.0	2.8	3.2	-3.0	Sim
F.N. Itacaiunas	Sustentável	FLONA	PA	34.9	21.9	31.5	7.0	27.9	Não
F.N. Itaituba I	Sustentável	FLONA	PA	0.4	1.5	3.5	0.5	-0.1	Sim
F.N. Itaituba II	Sustentável	FLONA	PA	0.8	9.0	9.5	4.9	-4.1	Sim
F.N. Jacundá	Sustentável	FLONA	RO	0.7	2.6	4.1	1.3	-0.6	Sim
F.N. Jamari	Sustentável	FLONA	RO	4.4	38.6	36.1	20.9	-16.5	Sim
F.N. Macauã	Sustentável	FLONA	AC	0.1	0.3	1.0	0.5	-0.4	Sim
F.N. Mapiá-Inauini	Sustentável	FLONA	AM	0.2	0.2	1.0	0.4	-0.2	Sim
F.N. Mulata	Sustentável	FLONA	PA	0.1	5.2	24.3	-5.6	5.7	Não
F.N. Purus	Sustentável	FLONA	AM	1.1	0.7	2.6	0.2	0.9	Não
F.N. Saracá-Taquera	Sustentável	FLONA	PA	3.3	16.5	11.9	11.0	-7.7	Sim
F.N. Tapajós	Sustentável	FLONA	PA	7.6	36.6	31.5	21.1	-13.5	Sim
F.N. Tapirapé-Aquiri	Sustentável	FLONA	PA	0.4	16.9	22.6	6.4	-6.0	Sim
F.N. Tefé	Sustentável	FLONA	AM	1.2	1.5	1.4	1.5	-0.3	Sim
F.N. Xingu	Sustentável	FLONA	PA	0.0	0.9	1.8	0.7	-0.7	Sim
F.N. de Balata-Tufari	Sustentável	FLONA	AM	1.8	1.9	0.7	2.2	-0.4	Sim
Fortaleza do Castanho	Terras Indígenas	TI	AM	19.4	9.6	14.3	42.3	-22.9	Sim
Fortaleza do Pataú	Terras Indígenas	TI	AM	13.3	22.2	17.6	39.2	-25.9	Sim
Gavião	Terras Indígenas	TI	AM	2.1	31.4	27.8	2.0	0.1	Não
Geralda Toco Preto	Terras Indígenas	TI	MA	22.2	82.9	81.3	0.7	21.5	Não
Governador	Terras Indígenas	TI	MA	12.9	60.4	41.5	-0.1	13.0	Não

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Guajahã	Terras Indígenas	Ti	AM	0.0	2.4	2.2	18.9	-18.9	Sim
Hi Merimã	Terras Indígenas	Ti	AM	0.1	0.2	0.4	45.0	-44.9	Sim
Igarapé Capana	Terras Indígenas	Ti	AM	0.1	2.0	5.9	24.8	-24.7	Sim
Igarapé Grande	Terras Indígenas	Ti	AM	24.6	25.4	13.2	35.9	-11.3	Sim
Igarapé Lourdes	Terras Indígenas	Ti	RO	2.5	47.5	46.0	0.9	1.6	Não
IgarapéLage	Terras Indígenas	Ti	RO	5.2	65.4	39.3	-2.2	7.4	Não
IgarapéRibeirão	Terras Indígenas	Ti	RO	2.2	56.4	40.4	1.5	0.7	Não
Ilha do Camaleão	Terras Indígenas	Ti	AM	0.0	2.4	11.3	21.7	-21.7	Sim
Inauini/Teuini	Terras Indígenas	Ti	AM	0.1	0.3	0.3	0.8	-0.7	Sim
Ipixuna	Terras Indígenas	Ti	AM	0.0	1.4	1.2	0.5	-0.5	Sim
Itaitinga	Terras Indígenas	Ti	AM	0.0	36.3	29.6	4.1	-4.1	Sim
Itixi Mitari	Terras Indígenas	Ti	AM	1.1	0.2	0.3	12.1	-11.0	Sim
Jaminawa Arara do Rio Bag	Terras Indígenas	Ti	AC	0.2	0.3	1.1	8.2	-8.0	Sim
Jaminawa do Igarapé Preto	Terras Indígenas	Ti	AC	0.9	8.3	9.8	0.6	0.3	Não
Japuíra	Terras Indígenas	Ti	MT	4.5	28.9	35.1	42.8	-38.3	Sim
Jaquiri	Terras Indígenas	Ti	AM	0.0	11.8	8.1	9.6	-9.6	Sim
Jarawara/Jamamadi/Kanamati	Terras Indígenas	Ti	AM	0.8	0.5	1.2	1.5	-0.7	Sim
Jarudore	Terras Indígenas	Ti	MT	46.7	70.5	54.7	2.3	44.4	Não
Jatuarana	Terras Indígenas	Ti	AM	3.6	15.6	13.1	0.2	3.4	Não
Juma	Terras Indígenas	Ti	AM	0.0	1.3	0.9	0.5	-0.5	Sim
Kampa do Igarapé Primaver	Terras Indígenas	Ti	AC	0.7	2.5	1.8	0.7	0.0	Sim
Kampa do Rio Amona	Terras Indígenas	Ti	AC	0.3	1.6	4.5	0.1	0.2	Não
Kampa e Isolados do Rio E	Terras Indígenas	Ti	AC	0.7	0.3	1.0	9.0	-8.3	Sim
Kanamari do Rio Juruá	Terras Indígenas	Ti	AM	0.5	1.0	2.1	8.5	-8.0	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Kararaô	Terras Indígenas	TI	PA	0.0	1.2	3.9	19.9	-19.9	Sim
Karipuna	Terras Indígenas	TI	RO	0.6	19.2	21.8	5.4	-4.8	Sim
Karítiana	Terras Indígenas	TI	RO	0.6	19.3	22.9	6.0	-5.4	Sim
Katukina/Kaxinawá	Terras Indígenas	TI	AC	6.1	29.0	18.4	0.9	5.2	Não
Kaxarari AM	Terras Indígenas	TI	AM	0.1	11.8	14.3	46.9	-46.8	Sim
Kaxarari RO	Terras Indígenas	TI	RO	2.0	16.9	23.4	1.6	0.4	Não
Kaxinawá Ashaninka do Rio	Terras Indígenas	TI	AC	0.2	0.5	0.7	4.0	-3.8	Sim
Kaxinawá Colônia Vinte e	Terras Indígenas	TI	AC	82.2	61.6	27.4	0.7	81.5	Não
Kaxinawá da Prata do Cara	Terras Indígenas	TI	AC	2.9	3.2	4.6	24.0	-21.1	Sim
Kaxinawá do Baixo Rio Jor	Terras Indígenas	TI	AC	4.2	4.4	2.0	1.8	2.4	Não
Kaxinawá do Rio Jordão	Terras Indígenas	TI	AC	1.0	0.8	1.6	4.2	-3.2	Sim
Kaxinawá Igarapé do Cauch	Terras Indígenas	TI	AC	17.9	36.7	25.4	1.8	16.1	Não
Kaxinawá Nova Olinda	Terras Indígenas	TI	AC	2.0	2.5	2.8	1.9	0.1	Não
Kaxinawá Seringal Indepen	Terras Indígenas	TI	AC	2.5	4.6	2.0	12.7	-10.2	Sim
Kayabi MT	Terras Indígenas	TI	MT	4.5	3.7	5.4	0.7	3.8	Não
Kayabi PA	Terras Indígenas	TI	PA	0.4	3.2	4.0	1.0	-0.6	Sim
Kayapó	Terras Indígenas	TI	PA	0.3	27.4	30.7	2.8	-2.5	Sim
Koatinemo	Terras Indígenas	TI	PA	0.1	2.0	4.1	0.5	-0.4	Sim
Kulina do Medio Jurua	Terras Indígenas	TI	AM	0.7	1.5	2.5	0.9	-0.2	Sim
Kulina Igarapé do Pau	Terras Indígenas	TI	AC	1.8	3.1	2.0	-3.3	5.1	Não
Kumarú do Lago Ualá	Terras Indígenas	TI	AM	0.8	0.3	1.0	1.1	-0.3	Sim
Kuruáya	Terras Indígenas	TI	PA	0.2	0.3	0.3	1.3	-1.1	Sim
Kwazá do Rio São Pedro	Terras Indígenas	TI	RO	2.1	19.7	49.2	0.9	1.2	Não
Lago Aiapua	Terras Indígenas	TI	AM	1.7	0.6	0.5	16.2	-14.5	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Lago Capanã 1	Terras Indígenas	TI	AM	0.0	1.9	2.6	3.8	-3.8	Sim
Lago Capanã 2	Terras Indígenas	TI	AM	2.1	1.7	3.1	46.1	-44.0	Sim
Lago do Beruri	Terras Indígenas	TI	AM	16.4	18.6	5.0	0.5	15.9	Não
Lago Jauari	Terras Indígenas	TI	AM	7.1	4.6	2.9	14.1	-7.0	Sim
Lagoa Comprida	Terras Indígenas	TI	MA	20.6	77.0	60.9	7.4	13.2	Não
Lagoa dos Brincos	Terras Indígenas	TI	MT	0.0	20.7	43.2	1.7	-1.7	Sim
Las Casas	Terras Indígenas	TI	PA	15.0	33.6	40.3	12.9	2.1	Não
Lauro Sodré	Terras Indígenas	TI	AM	7.4	9.8	5.7	1.0	6.4	Não
Macarrão	Terras Indígenas	TI	AM	2.7	1.7	1.5	4.6	-1.9	Sim
Mãe Marta	Terras Indígenas	TI	PA	6.3	78.5	74.3	9.6	-3.3	Sim
Malacheta	Terras Indígenas	TI	RR	9.5	20.5	15.9	2.5	7.0	Não
Mamoate	Terras Indígenas	TI	AC	0.2	0.7	0.8	30.6	-30.4	Sim
Mangueira	Terras Indígenas	TI	RR	9.5	8.3	8.8	20.2	-10.7	Sim
Manoki	Terras Indígenas	TI	MT	12.8	19.2	20.4	1.3	11.5	Não
Maraã Urubaxi	Terras Indígenas	TI	AM	0.1	0.7	0.3	2.5	-2.4	Sim
Maraitá	Terras Indígenas	TI	AM	0.0	3.2	2.7	1.8	-1.8	Sim
Maraiwatsede	Terras Indígenas	TI	MT	53.3	53.9	46.6	1.3	52.0	Não
Marajai	Terras Indígenas	TI	AM	81.6	26.4	12.5	3.1	78.5	Não
Massaco	Terras Indígenas	TI	RO	0.4	9.3	15.3	0.5	-0.1	Sim
Matintin I	Terras Indígenas	TI	AM	0.0	1.3	0.4	0.3	-0.3	Sim
Matintin II	Terras Indígenas	TI	AM	4.3	0.7	0.3	3.3	1.0	Não
Mawetek	Terras Indígenas	TI	AM	0.7	4.3	3.8	21.7	-21.0	Sim
Médio Rio Negro I	Terras Indígenas	TI	AM	0.5	1.5	0.7	10.0	-9.5	Sim
Médio Rio Negro II	Terras Indígenas	TI	AM	0.9	2.0	1.5	11.8	-10.9	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Menkragnotí MT	Terras Indígenas	TI	MT	0.0	0.9	2.4	44.8	-44.8	Sim
Menkragnotí PA	Terras Indígenas	TI	PA	0.1	1.7	4.5	6.5	-6.4	Sim
Menku	Terras Indígenas	TI	MT	0.8	12.7	20.6	1.8	-1.0	Sim
Meria	Terras Indígenas	TI	AM	63.7	28.5	13.5	10.6	53.1	Não
Miguel/Josefa	Terras Indígenas	TI	AM	51.5	18.0	17.0	41.3	10.2	Não
Miratu	Terras Indígenas	TI	AM	13.0	14.0	5.0	1.8	11.2	Não
Morro Branco	Terras Indígenas	TI	MA	97.1	54.1	16.6	1.9	95.2	Não
Moskow	Terras Indígenas	TI	RR	17.3	11.1	10.4	21.0	-3.7	Sim
Munduruku	Terras Indígenas	TI	PA	0.4	2.0	1.7	1.3	-0.9	Sim
Mururu	Terras Indígenas	TI	RR	12.7	15.4	10.5	1.1	11.6	Não
Natal/Felicidade	Terras Indígenas	TI	AM	0.0	35.3	29.0	4.2	-4.2	Sim
Nhamundá/Mapuera AM	Terras Indígenas	TI	AM	0.6	0.7	0.3	43.5	-42.9	Sim
Nhamundá/Mapuera PA	Terras Indígenas	TI	PA	1.3	0.4	0.1	3.8	-2.5	Sim
Nova Esperança do Rio Jan	Terras Indígenas	TI	AM	2.0	4.5	1.8	4.8	-2.8	Sim
Nova Jacundá	Terras Indígenas	TI	PA	92.4	85.8	84.5	1.1	91.3	Não
Nove de Janeiro	Terras Indígenas	TI	AM	0.4	4.3	2.2	15.9	-15.5	Sim
Nukini	Terras Indígenas	TI	AC	5.2	6.8	5.3	2.6	2.6	Não
P.E. Cristalino	Integral	PARE	MT	2.7	15.9	27.1	3.3	-0.6	Sim
P.E. de Guajará Mirim	Integral	PARE	RO	0.7	10.4	14.2	15.4	-14.7	Sim
P.E. de Monte Alegre	Integral	PARE	PA	28.4	33.4	37.1	40.2	-11.8	Sim
P.E. de Águas Quentes	Integral	PARE	MT	48.4	50.2	18.5	4.1	44.3	Não
P.E. do Rio Negro I	Integral	PARE	AM	2.0	1.4	0.8	1.7	0.3	Não
P.E. do Rio Negro II	Integral	PARE	AM	7.1	11.2	15.0	4.5	2.6	Não
P.E. Nhamundá	Integral	PARE	AM	50.9	27.9	16.0	20.0	30.9	Não

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
P.E. Serra de Ricardo Fra	Integral	PARE	MT	24.3	68.9	46.6	45.0	-20.7	Sim
P.E. Serra de Santa Bárba	Integral	PARE	MT	3.4	54.3	33.1	37.3	-33.9	Sim
P.E. Serra dos Reis	Integral	PARE	RO	3.9	38.2	42.4	17.6	-13.7	Sim
P.E.da Serra do Arabá	Integral	PARE	AM	0.0	0.0	0.1	0.7	-0.7	Sim
P.E.Serra dos Martiros/A	Integral	PARE	PA	21.9	57.8	78.8	19.4	2.5	Não
P.N. da Amazônia	Integral	PARNA	PA	1.3	7.5	10.3	3.1	-1.8	Sim
P.N. da Serra da Mocidade	Integral	PARNA	RR	0.0	0.0	0.1	0.7	-0.7	Sim
P.N. da Serra do Divisor	Integral	PARNA	AC	2.0	5.5	4.5	3.9	-1.9	Sim
P.N. do Cabo Orange	Integral	PARNA	AP	0.1	0.3	1.4	0.4	-0.3	Sim
P.N. do Jaú	Integral	PARNA	AM	0.2	0.3	0.3	0.9	-0.7	Sim
P.N. do Pico da Neblina	Integral	PARNA	AM	0.4	0.9	1.6	0.8	-0.4	Sim
P.N. do Tumucumaque	Integral	PARNA	AP	0.0	0.1	0.3	0.7	-0.7	Sim
P.N. do Viruá	Integral	PARNA	RR	0.0	4.5	4.0	3.2	-3.2	Sim
P.N. Serra da Cutia	Integral	PARNA	RO	0.1	0.5	3.3	-0.3	0.4	Não
Pacaas Novas	Terras Indígenas	TI	RO	1.2	4.5	8.4	3.1	-1.9	Sim
Padre	Terras Indígenas	TI	AM	17.1	26.4	21.6	10.4	6.7	Não
Panará MT	Terras Indígenas	TI	MT	3.7	10.2	16.9	24.9	-21.2	Sim
Panará PA	Terras Indígenas	TI	PA	0.7	6.4	8.0	26.7	-26.0	Sim
Paquibamba	Terras Indígenas	TI	PA	0.5	19.6	19.5	1.2	-0.7	Sim
Paracuhuba	Terras Indígenas	TI	AM	28.9	36.1	22.2	0.7	28.2	Não
Parakanã	Terras Indígenas	TI	PA	1.2	52.3	51.8	-0.7	1.9	Não
Paraná do Arauató	Terras Indígenas	TI	AM	20.8	7.9	19.4	1.8	19.0	Não
Parana do Boa Boa	Terras Indígenas	TI	AM	0.2	0.6	0.2	6.5	-6.3	Sim
Parana do Paricá	Terras Indígenas	TI	AM	0.0	0.1	0.3	0.7	-0.7	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Parque cueiras.s	Integral	PARE	AM	0.4	5.0	8.4	1.6	-1.2	Sim
Parque do Aripuanã MT	Terras Indígenas	TI	MT	0.1	5.4	8.8	12.6	-12.5	Sim
Parque do Aripuanã RO	Terras Indígenas	TI	RO	0.7	12.9	14.1	33.3	-32.6	Sim
Parque do Tumucumaque	Terras Indígenas	TI	PA	0.1	0.0	0.0	0.8	-0.7	Sim
Parque do Xingu	Terras Indígenas	TI	MT	1.2	27.1	30.2	1.0	0.2	Não
Pataúá	Terras Indígenas	TI	AM	27.4	47.2	27.1	1.3	26.1	Não
Paumari do Cuniua	Terras Indígenas	TI	AM	0.5	0.2	0.3	0.9	-0.4	Sim
Paumari do Lago Manissuã	Terras Indígenas	TI	AM	0.5	0.4	0.2	1.3	-0.8	Sim
Paumari do Lago Marahã	Terras Indígenas	TI	AM	0.7	1.1	1.0	0.6	0.1	Não
Paumari do Lago Paricá	Terras Indígenas	TI	AM	0.3	0.3	0.3	34.0	-33.7	Sim
Paumari do Rio Ituxi	Terras Indígenas	TI	AM	1.0	2.7	4.4	3.2	-2.2	Sim
Peneri/Tacaquiri	Terras Indígenas	TI	AM	0.9	1.3	3.0	1.5	-0.6	Sim
Pequizal	Terras Indígenas	TI	MT	11.9	56.7	45.2	19.0	-7.1	Sim
Pinatuba	Terras Indígenas	TI	AM	3.7	4.6	4.2	7.2	-3.5	Sim
Pirahã	Terras Indígenas	TI	AM	0.1	1.4	1.2	23.1	-23.0	Sim
Pirineus de Souza	Terras Indígenas	TI	MT	5.0	29.2	20.7	19.5	-14.5	Sim
Poyanawa	Terras Indígenas	TI	AC	7.4	16.3	19.7	1.0	6.4	Não
R.B. de Abufari	Integral	REBIO	AM	0.1	0.6	0.6	1.0	-0.9	Sim
R.B. de Uatumã	Integral	REBIO	AM	0.0	0.3	1.3	0.4	-0.4	Sim
R.B. do Guaporé	Integral	REBIO	RO	0.1	8.0	14.1	1.8	-1.7	Sim
R.B. do Gurupi	Integral	REBIO	MA	21.6	35.7	44.2	14.3	7.3	Não
R.B. do Jarú	Integral	REBIO	RO	1.1	8.7	24.1	-2.2	3.3	Não
R.B. do Lago Piratuba	Integral	REBIO	AP	0.3	1.0	1.8	0.8	-0.5	Sim
R.B. do Rio Trombetas	Integral	REBIO	PA	0.5	3.9	2.6	3.2	-2.7	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
R.B. do Tapirapé	Integral	REBIO	PA	0.9	19.9	30.3	5.7	-4.8	Sim
R.B. Rio Ouro Preto	Integral	REBIO	RO	0.0	0.8	7.1	-1.8	1.8	Não
R.B. Trapadal	Integral	REBIO	RO	0.1	0.5	1.0	0.7	-0.6	Sim
R.D.S. de Piagabú-Purus	Sustentável	RDS	AM	0.2	0.6	0.6	1.0	-0.8	Sim
R.D.S. de Mamirauá	Sustentável	RDS	AM	0.0	3.8	2.6	3.1	-3.1	Sim
R.D.S. do Amanã	Sustentável	RDS	AM	0.4	0.2	0.6	0.6	-0.2	Sim
R.D.S. do Rio Iratapuru	Sustentável	RDS	AP	0.2	0.2	2.0	0.0	0.2	Não
R.Ec. de Apiacás	Integral	ESEC	MT	0.2	0.5	0.4	1.0	-0.8	Sim
R.Ex. Alto Juruá	Sustentável	RESEX	AC	1.8	2.1	1.8	1.9	-0.1	Sim
R.Ex. Alto Tarauacá	Sustentável	RESEX	AC	1.5	2.2	1.7	2.0	-0.5	Sim
R.Ex. Angelim	Sustentável	RESEX	RO	11.2	29.0	38.7	10.5	0.7	Não
R.Ex. Aquariquara	Sustentável	RESEX	RO	17.0	59.6	47.0	35.9	-18.9	Sim
R.Ex. Auati-Paraná	Sustentável	RESEX	AM	1.1	0.2	0.2	0.8	0.3	Não
R.Ex. Baixo Juruá	Sustentável	RESEX	AM	1.4	1.2	0.7	1.5	-0.1	Sim
R.Ex. Barreiro das Antas	Sustentável	RESEX	RO	0.1	0.3	1.0	0.5	-0.4	Sim
R.Ex. Castanheira	Sustentável	RESEX	RO	18.3	59.5	49.7	34.6	-16.3	Sim
R.Ex. Cautário	Sustentável	RESEX	RO	3.6	16.4	18.1	8.0	-4.4	Sim
R.Ex. Chico Mendes	Sustentável	RESEX	AC	4.5	28.4	28.5	14.7	-10.2	Sim
R.Ex. Ciriáco	Sustentável	RESEX	MA	99.0	67.4	82.0	27.1	71.9	Não
R.Ex. Curralinho	Sustentável	RESEX	RO	19.1	41.3	29.7	26.4	-7.3	Sim
R.Ex. do Cazumbá-Iracema	Sustentável	RESEX	AC	0.9	4.5	6.2	2.1	-1.2	Sim
R.Ex. Extremo Norte do Es	Sustentável	RESEX	TO	93.0	59.8	76.6	22.3	70.7	Não
R.Ex. Freijó	Sustentável	RESEX	RO	33.0	54.8	54.1	28.0	5.0	Não
R.Ex. Garrote	Sustentável	RESEX	RO	27.4	61.3	44.7	38.6	-11.2	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
R.Ex. Guariba/Roosevelt	Sustentável	RESEX	MT	3.7	6.9	5.8	4.6	-0.9	Sim
R.Ex. Ipe	Sustentável	RESEX	RO	26.1	33.7	37.4	15.6	10.5	Não
R.Ex. Itaúba	Sustentável	RESEX	RO	36.6	62.8	57.7	34.0	2.6	Não
R.Ex. Jaci-Paraná	Sustentável	RESEX	RO	5.0	18.7	24.3	7.3	-2.3	Sim
R.Ex. Jatobá	Sustentável	RESEX	RO	31.6	64.9	57.7	36.0	-4.4	Sim
R.Ex. Lago do Cuniã	Sustentável	RESEX	RO	0.8	4.7	10.9	0.2	0.6	Não
R.Ex. Maracatiara	Sustentável	RESEX	RO	16.2	38.0	32.5	22.0	-5.8	Sim
R.Ex. Massaranduba	Sustentável	RESEX	RO	21.3	52.8	33.9	35.5	-14.2	Sim
R.Ex. Mata Grande	Sustentável	RESEX	MA	100.0	99.8	85.7	56.4	43.6	Não
R.Ex. Medio Jurua	Sustentável	RESEX	AM	1.1	1.4	1.3	1.5	-0.4	Sim
R.Ex. Mogno	Sustentável	RESEX	RO	49.7	55.8	40.1	35.5	14.2	Não
R.Ex. Pacaás Novos	Sustentável	RESEX	RO	0.7	1.7	4.5	0.3	0.4	Não
R.Ex. Piquiã	Sustentável	RESEX	RO	38.0	54.5	55.6	27.0	11.0	Não
R.Ex. Quilombo do Frexal	Sustentável	RESEX	MA	100.0	99.0	78.5	59.0	41.0	Não
R.Ex. Rio Cajari	Sustentável	RESEX	AP	0.5	3.2	4.9	1.5	-1.0	Sim
R.Ex. Rio Cautário	Sustentável	RESEX	RO	1.2	1.8	11.8	-3.0	4.2	Não
R.Ex. Rio Jutai	Sustentável	RESEX	AM	0.7	0.5	0.6	0.9	-0.2	Sim
R.Ex. Rio Ouro Preto	Sustentável	RESEX	RO	7.8	12.7	12.7	7.0	0.8	Não
R.Ex. Rio Pedras Negras	Sustentável	RESEX	RO	0.0	0.0	0.2	0.6	-0.6	Sim
R.Ex. Roxinho	Sustentável	RESEX	RO	35.2	56.3	50.8	31.0	4.2	Não
R.Ex. Seringueiras	Sustentável	RESEX	RO	31.1	61.8	48.2	37.5	-6.4	Sim
R.Ex. Soure	Sustentável	RESEX	PA	6.8	6.2	3.2	5.2	1.6	Não
R.Ex. Sucupira	Sustentável	RESEX	RO	30.6	52.6	44.4	30.4	0.2	Não
R.Ex. Tapajós-Arapiuns	Sustentável	RESEX	PA	7.8	9.3	13.6	3.3	4.5	Não

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
R.Ex.Capana Grande	Sustentável	RESEX	AM	1.6	1.9	2.6	1.3	0.3	Não
R.Ex.Riozinho da Liberdade	Sustentável	RESEX	AC	1.4	1.9	3.6	0.9	0.5	Não
Raimundão	Terras Indígenas	TI	RR	20.9	32.3	18.3	0.7	20.2	Não
RDS de Cujubim	Sustentável	RDS	AM	0.1	0.8	1.0	1.0	-0.9	Sim
Recreio/São Félix	Terras Indígenas	TI	AM	94.9	33.9	29.3	19.7	75.2	Não
RESEX do Catuá	Sustentável	RESEX	AM	6.3	2.8	3.1	2.0	4.3	Não
Rio Apaporis	Terras Indígenas	TI	AM	0.4	0.3	0.1	0.3	0.1	Não
Rio Biá	Terras Indígenas	TI	AM	0.3	0.2	0.5	1.3	-1.0	Sim
Rio Branco	Terras Indígenas	TI	RO	1.4	37.6	36.5	-0.3	1.7	Não
Rio Gregório	Terras Indígenas	TI	AC	1.8	0.3	1.5	0.6	1.2	Não
Rio Guapoé	Terras Indígenas	TI	RO	1.3	2.2	3.2	24.8	-23.5	Sim
Rio Jumas	Terras Indígenas	TI	AM	1.5	3.5	9.4	1.2	0.3	Não
Rio Manicoré	Terras Indígenas	TI	AM	0.5	1.1	2.5	42.4	-41.9	Sim
Rio Mequens	Terras Indígenas	TI	RO	5.0	42.7	36.2	0.8	4.2	Não
Rio Negro Ocaia	Terras Indígenas	TI	RO	1.0	1.1	1.3	0.8	0.2	Não
Rio Omerê	Terras Indígenas	TI	RO	18.8	79.1	73.2	43.6	-24.8	Sim
Rio Pardo	Terras Indígenas	TI	MT	0.0	1.0	1.9	1.4	-1.4	Sim
Rio Paru D'Este	Terras Indígenas	TI	PA	0.1	0.1	0.1	18.6	-18.5	Sim
Rio Pindaré	Terras Indígenas	TI	MA	65.5	86.4	85.6	8.1	57.4	Não
Rio Téa	Terras Indígenas	TI	AM	0.3	1.4	1.5	8.8	-8.5	Sim
Rio Urubu	Terras Indígenas	TI	AM	14.9	25.7	14.4	14.8	0.1	Não
Rodeador	Terras Indígenas	TI	MA	7.1	16.7	18.5	5.9	1.2	Não
Roosevelt MT	Terras Indígenas	TI	MT	0.8	13.1	9.6	4.7	-3.9	Sim
Roosevelt RO	Terras Indígenas	TI	RO	2.8	26.5	24.2	1.0	1.8	Não

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Sagarana	Terras Indígenas	Ti	RO	7.8	6.5	2.3	37.8	-30.0	Sim
Sai-Cinza	Terras Indígenas	Ti	AM	1.7	5.2	2.1	18.7	-17.0	Sim
Santa Inez	Terras Indígenas	Ti	RR	0.9	0.8	1.1	0.5	0.4	Não
São Domingos do Jacapari	Terras Indígenas	Ti	AM	0.3	1.3	1.5	7.4	-7.1	Sim
São Francisco do Canimari	Terras Indígenas	Ti	AM	1.8	5.1	2.8	0.4	1.4	Não
São Leopoldo	Terras Indígenas	Ti	AM	1.5	1.2	3.1	13.9	-12.4	Sim
São Pedro	Terras Indígenas	Ti	AM	18.3	22.5	21.4	29.7	-11.4	Sim
São Pedro do Sepatini	Terras Indígenas	Ti	AM	0.2	0.3	0.2	46.5	-46.3	Sim
São Sebastião	Terras Indígenas	Ti	AM	1.2	1.5	1.2	1.3	-0.1	Sim
Sararé	Terras Indígenas	Ti	MT	7.3	61.2	46.3	4.3	3.0	Não
Sarauá	Terras Indígenas	Ti	PA	27.7	36.8	37.1	0.4	27.3	Não
Sepoti	Terras Indígenas	Ti	AM	0.0	0.2	0.8	12.3	-12.3	Sim
Serra Morena	Terras Indígenas	Ti	MT	0.7	17.7	22.1	0.9	-0.2	Sim
Seruni/Mariene	Terras Indígenas	Ti	AM	0.2	0.9	2.5	1.6	-1.4	Sim
Sete de Setembro MT	Terras Indígenas	Ti	MT	1.1	31.4	36.3	10.5	-9.4	Sim
Sete de Setembro RO	Terras Indígenas	Ti	RO	2.8	56.9	54.7	12.0	-9.2	Sim
Sororó	Terras Indígenas	Ti	PA	5.7	86.7	79.9	-3.0	8.7	Não
Tabalascada	Terras Indígenas	Ti	RR	17.9	17.6	15.3	28.5	-10.6	Sim
Tabocal	Terras Indígenas	Ti	AM	22.4	22.5	22.0	0.8	21.6	Não
Tadarimana	Terras Indígenas	Ti	MT	51.4	1.6	11.2	3.5	47.9	Não
Tembé	Terras Indígenas	Ti	PA	74.8	58.8	61.3	-0.1	74.9	Não
Tenharim do Igarapé Preto	Terras Indígenas	Ti	AM	1.4	0.2	0.3	0.8	0.6	Não
Tenharim Marmelos	Terras Indígenas	Ti	AM	0.4	5.4	5.1	1.1	-0.7	Sim
Tenharim Marmelos (Gleba)	Terras Indígenas	Ti	AM	0.1	0.7	3.3	1.5	-1.4	Sim

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Terra Vermelha	Terras Indígenas	Ti	AM	1.0	0.4	0.6	12.6	-11.6	Sim
Tikuna de Feijoal	Terras Indígenas	Ti	AM	4.5	1.2	1.7	4.1	0.4	Não
Torá	Terras Indígenas	Ti	AM	0.1	1.9	2.2	31.6	-31.5	Sim
Trincheira	Terras Indígenas	Ti	AM	14.3	22.8	21.3	0.8	13.5	Não
Trincheira Bacaja	Terras Indígenas	Ti	PA	0.5	9.0	11.2	0.6	-0.1	Sim
Trocará	Terras Indígenas	Ti	PA	8.1	54.8	46.3	1.2	6.9	Não
Trombetas/Mapuera AM	Terras Indígenas	Ti	AM	0.0	0.2	0.3	18.1	-18.1	Sim
Trombetas/Mapuera PA	Terras Indígenas	Ti	PA	0.0	0.0	0.3	18.9	-18.9	Sim
Trombetas/Mapuera RR	Terras Indígenas	Ti	RR	0.3	2.8	4.7	2.1	-1.8	Sim
Tubarão Latunde	Terras Indígenas	Ti	RO	2.4	40.7	46.5	6.4	-4.0	Sim
Tukuna de Santo Antonio	Terras Indígenas	Ti	AM	100.0	23.0	8.3	1.4	98.6	Não
Tukuna Porto Espiritual	Terras Indígenas	Ti	AM	12.7	4.3	5.8	8.6	4.1	Não
Tukuna Umariapu	Terras Indígenas	Ti	AM	26.9	9.9	8.1	33.1	-6.2	Sim
Tumiã	Terras Indígenas	Ti	AM	0.4	1.0	0.6	27.7	-27.3	Sim
Tupã-Supé	Terras Indígenas	Ti	AM	1.2	12.6	8.9	0.7	0.5	Não
Turê/Mariquita	Terras Indígenas	Ti	PA	50.0	68.3	71.0	48.7	1.3	Não
Turê/Mariquita II	Terras Indígenas	Ti	PA	59.8	62.3	70.3	0.7	59.1	Não
Uati-Paraná	Terras Indígenas	Ti	AM	0.9	0.2	0.5	17.5	-16.6	Sim
Umutina	Terras Indígenas	Ti	MT	5.2	81.2	64.0	17.4	-12.2	Sim
Unetuxi	Terras Indígenas	Ti	AM	0.1	0.0	0.1	25.4	-25.3	Sim
Urubu Branco	Terras Indígenas	Ti	MT	17.1	33.3	32.7	1.1	16.0	Não
Urucu/Juruá	Terras Indígenas	Ti	MA	14.5	45.4	40.3	3.5	11.0	Não
Uru-Eu-Wau-Wau	Terras Indígenas	Ti	RO	1.0	39.4	45.0	26.6	-25.6	Sim
Vale do Guaporé	Terras Indígenas	Ti	MT	5.5	44.7	36.3	1.0	4.5	Não

Apêndice 1 (cont.). Lista das áreas protegidas em ordem alfabética, classes de manejo, categoria, desmatamento interno (% interno real), áreas tampões e 5 km (% 5 km) e 10 km (% 10 km), desflorestamento estimado (% desflo estimado), diferença entre o desflorestamento real e estimado (Diferença (Real - Estimado) e efetividade da unidade em conter o desmatamento (Efetividade).

Nome da Unidade	Manejo	Categoria	Estado	% interno real	% 5 km	% 10 km	% desflo estimado	Diferença (real - estimado)	Efetividade
Vale do Javari	Terras Indígenas	TI	AM	0.3	1.3	1.8	0.7	-0.4	Sim
Vui-Uata-In	Terras Indígenas	TI	AM	1.4	3.8	1.8	2.0	-0.6	Sim
Waiãpi	Terras Indígenas	TI	AP	0.1	0.3	0.4	0.8	-0.7	Sim
Waimiri-Atroari AM	Terras Indígenas	TI	AM	0.1	0.8	1.1	3.4	-3.3	Sim
Waimiri-Atroari RR	Terras Indígenas	TI	RR	0.1	1.0	2.2	34.0	-33.9	Sim
WaiWai	Terras Indígenas	TI	RR	1.0	7.4	12.4	17.9	-16.9	Sim
Wawi	Terras Indígenas	TI	MT	6.3	8.4	11.5	1.2	5.1	Não
Xambioá	Terras Indígenas	TI	TO	19.6	72.5	77.6	1.1	18.5	Não
Xikrin do Rio Catete	Terras Indígenas	TI	PA	1.2	39.6	44.5	1.1	0.1	Não
Xipaya	Terras Indígenas	TI	PA	0.1	0.6	0.3	0.7	-0.6	Sim
Yanomami AM	Terras Indígenas	TI	AM	0.2	0.7	0.7	14.1	-13.9	Sim
Yanomami RR	Terras Indígenas	TI	RR	0.2	2.1	3.6	0.8	-0.6	Sim
Zoé	Terras Indígenas	TI	PA	0.0	0.0	0.1	2.6	-2.6	Sim
Zoró	Terras Indígenas	TI	MT	4.7	21.4	15.3	2.9	1.8	Não
Zuruahã	Terras Indígenas	TI	AM	0.5	0.1	0.1	4.4	-3.9	Sim

Amazônia atlântica: mudanças e impactos nas praias oceânicas paraenses

Adrielson Furtado Almeida

RESUMO

Até meados do século XX a maioria das cidades litorâneas da Costa Atlântica do Salgado paraense caracterizavam-se como pequenos povoados de pescadores artesanais. A localização geográfica e a dificuldade de acesso até as zonas costeiras dos municípios do nordeste paraense fizeram com que a maioria dessas áreas continuasse isenta de ações antrópicas. No entanto, o potencial para diversos usos, a carência de estudos detalhados e o descumprimento de normas jurídicas ambientais pelo poder público e privado, contribuíram para as mudanças e impactos ambientais, econômicos e sociais gerados pela abertura de estradas, urbanização e turismo predatório. O objetivo deste trabalho consiste em identificar as principais mudanças ocorridas na Costa Atlântica do Salgado Paraense provocadas pelas políticas públicas desenvolvimentistas e seus impactos socioambientais e econômicos nas praias de Ajuruteua (Bragança), Atalaia (Salinópolis) e Crispim (Marapanim) nos últimos 50 anos.

Introdução

A Costa Norte do Brasil é constituída pela Zona Costeira Amazônica (ZCA), situada na região tropical úmida da América do Sul, e estende-se por 2.250 km, abrangendo os estados do Amapá, Pará e Maranhão, ocupando 35% do litoral brasileiro. Caracteriza-se por apresentar alta radiação solar, temperatura média anual de 27°, com baixa variação térmica, alta precipitação (2.600 mm/ano), alta descarga fluvial de água doce sob um regime de macromarés e ventos alísios de leste (Gomes et al., 2009; Monteiro et al., 2009; Souza Filho et al., 2005; Rebelo-Mochel, 2011).

A fisiografia deste litoral apresenta-se retilínea na costa do Amapá, enquanto no nordeste do Pará e na costa ocidental do Maranhão apresenta-se intensamente recortada por inúmeras baías e reentrâncias, em virtude do estuário do rio Amazonas (bacias hidrográficas do

Araguaia-Tocantins e bacias costeiras do Nordeste Ocidental), que carregam grande quantidade de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica até a zona costeira onde são depositados (Scherer et al., 2009; Sousa Filho et al., 2005).

A zona costeira do Pará divide-se nos setores Insular-Estuarino do rio Amazonas, Continental-Estuarino do rio Pará e Costa Atlântica do Salgado Paraense. A Costa Atlântica localiza-se no NE do Pará, entre a baía do Marajó e o rio Gurupi, numa extensão 600 km. A Zona Fisiográfica do Salgado caracteriza-se como uma região altamente dinâmica, com elevada produtividade e biodiversidade, formada por ecossistemas complexos (manguezais, praias arenosas, restingas, várzeas, capoeiras, igapós, campos inundáveis e áreas remanescentes de florestas primárias de terra firme), sensíveis e vulneráveis às modificações ambientais (Bastos et al., 2011; El-Robrini, 2011; Mendes, 2003; Pereira et al., 2006; Monteiro et al., 2009; Szlafsztein, 2009).

Nas últimas décadas, este setor da zona costeira paraense vem sofrendo profundas alterações e impactos socioambientais e econômicos provocados, sobretudo, pela abertura de estradas, urbanização e turismo predatório. O objetivo deste trabalho consiste em identificar as principais mudanças ocorridas na Costa Atlântica do Salgado Paraense provocadas pelas políticas públicas desenvolvimentistas e seus impactos socioambientais e econômicos nas praias de Ajuruteua (Bragança), Atalaia (Salinópolis) e Crispim (Marapanim) nos últimos 50 anos.

Metodologia

O estudo foi desenvolvido em três praias arenosas na Costa Atlântica do Salgado Paraense. A praia de Ajuruteua localiza-se no município de Bragança (0°48'56" S, 0°50'07" S e 46°36'58" W, 46°36'04" W), e possui 2,5 km de extensão. A praia do Atalaia possui cerca de 6 km de extensão e localiza-se na ilha homônima, pertencente ao município de Salinópolis (00°35'22"S, 00°38'43"S e 47°15'47"W e 47°21'12" W). A praia do Crispim possui 6 km de extensão e localiza-se no município de Marapanim (00°37'06" S, 00°34'42" S e 47°40'24" W, 47°38'00" W) (Alves, 2001; Amaral et al., 2001; Gregório et al., 2011; Mendes et al., 2011) (Figura 1).



Figura 1. Localização das áreas de estudo na Costa Atlântica do Salgado Paraense.

As três áreas litorâneas estudadas encontram-se em ambientes de alta energia, dominados por macromarés semidiurnas, com amplitude de 4 a 6 m, com ondas de até 2 m de altura, geradas por ventos alísios de NE (média 5m/s), com correntes de maré vazante no sentido de SE para NW e de enchente de NW para SE. As praias são expostas com suave inclinação em direção ao mar, classificadas como do tipo dissipativa, com quebra de ondas do tipo deslizante ou progressiva. Apresentam larga e desenvolvida zona de surfe (largura média de 350 m), com vários sistemas de crista e calhas paralelos à linha da costa (Alves, 2001; Gregório et al., 2011; Mendes et al., 2011; Prost et al., 2011; Souza Filho, 2011). Os três ambientes de praia e pós-praia são utilizados para residência (casas de veraneio), onde predominam bares, restaurantes e pousadas (Figura 2).

A etapa inicial do estudo consistiu no levantamento bibliográfico referente à fundamentação teórica, seguido da definição dos locais para a realização do trabalho de campo, com base nos critérios relacionados aos seguintes aspectos: a) mudanças ambientais, sociais e econômicas provocadas pela implementação de políticas públicas; b) territórios praieros que recebem grande fluxo de turistas; c) principais áreas de risco na zona costeira paraense.

Na terceira etapa realizou-se a pesquisa de caráter exploratório e descritivo (*survey*), em julho de 2013, com coleta de dados longitudinais



Figura 2. Praias arenosas da Costa Atlântica do Salgado Paraense: (a) Praia de Ajuruteua; (b) Praia do Atalaia e (c) Praia do Crispim.

(em períodos ou pontos específicos). O instrumento aplicado foi o formulário para entrevista padronizada, com os seguintes temas: período de ocupação, forma de aquisição do espaço, o tipo de ambiente natural existente durante aquisição, orientação técnica, motivação e dificuldades dos residentes após a ocupação. Tomando como base de amostragem a quantidade de propriedades na faixa litorânea em frente ao mar, realizou-se um total de 74 entrevistas individuais (25 no Atalaia, 25 em Ajuruteua e, 24 no Crispim) com os proprietários dos estabelecimentos comerciais e residências.

Resultados e Discussão

Planejamento do uso e ocupação do espaço costeiro pelas políticas públicas desenvolvimentistas do século XX

Até meados do século XX, em sua maioria, as cidades litorâneas do nordeste paraense caracterizavam-se como pequenos povoados de pescadores artesanais. As relações comerciais começaram a se expandir gradativamente diante da formação socioeconômica capitalista na região, refletindo na evolução social, percebida pelas modificações no espaço urbano. A cidade de Salinópolis foi pioneira nesse processo, onde as primeiras inovações iniciaram a partir da década de 1920, com a instalação de telégrafo sem fio (1924), seguido do primeiro hotel (Hotel Atlântico, em 1936), luz elétrica (1937) e a conclusão da estrada Capanema-Salinópolis (1937), com acesso rodoviário até a Estrada de Ferro de Bragança (EFB), sendo o primeiro município a ampliar as vias de acesso à região litorânea, antes restrito ao transporte fluviomarítimo (Adrião, 2003; França, 2008; Marinho, 2009).

O processo de consolidação do sistema capitalista no Brasil foi intensificado no governo de Getúlio Vargas, na década de 1930, pela política de desenvolvimento nacional. Essa ideologia desenvolvimentista prevaleceu até a década de 1980. Em 1956, o presidente Juscelino Kubitschek, ao cumprir a meta de "50 anos em 5", consagrou o termo "desenvolvimentismo". Na década de 1960, a inauguração da rodovia Belém-Brasília (BR-010), como parte dos investimentos em infraestrutura do governo JK, objetivava introduzir e desenvolver o setor automobilístico no país, através da expansão das rodovias, estabelecendo o primeiro eixo rodoviário de interligação da região amazônica com o centro-sul (Arend,

2009; Becker, 2009; Meirelles Filho, 2006; Oliveira, 2009; Rego & Marques, 2006; Rodrigues, 2009; Scarlato, 2009).

A partir do regime militar de 1964, inicia-se a fase do planejamento regional efetivo da Amazônia, objetivando inserir a região na economia nacional. Nesse mesmo período foi criada a Empresa Brasileira de Turismo (Embratur) através do Decreto-Lei 55/1966, visando fomentar e financiar iniciativas, planos, programas e projetos para o desenvolvimento da indústria do turismo (Brasil, 2007). O reflexo desta política no Pará foi a Lei 3.786/1966, que transformou o município de Salinópolis em Estância Hidromineral, configurando-o como Área de Segurança Nacional. O Estado passou a implantar a infraestrutura (transporte, energia, saneamento e lazer) e incentivo ao turismo, estabelecendo uma nova estrutura socioespacial. Além da intensificação da urbanização, houve um aumento do fluxo de veranistas com segunda residência no município (Adrião, 2003; Brito, 2004; França, 2008; Marinho, 2009).

Na década de 1970, no período de 1970-1974 foi instituído o I Plano Nacional de Desenvolvimento (I PND), no qual foi criado o Plano de Integração Nacional (PIN), que intensificou os projetos rodoviários na região amazônica, visando à sua estruturação, sob a ótica da integração nacional de colonização, como parte integrante da reforma agrária, para inserção da Amazônia na econômica nacional. O II PND (1975-1979) foi marcado pelo Programa Polos da Amazônia (15 áreas prioritárias de investimento), que gerou desigualdades intrarregionais, por promover um crescimento econômico espacialmente descontínuo e setorialmente seletivo. Nesse contexto, a área prioritária da zona costeira foi a pesca empresarial (piramutaba e camarão) (Becker & Egler, 1998; Filho, 2000; Macarini, 2005; Meirelles Filho, 2006; Neto, 2013; Rego & Marques, 2006).

A década de 1970 vai representar um período de grandes investimentos na região costeira do salgado paraense. No município de Salinópolis, as três áreas de investimentos resultantes das políticas públicas desenvolvimentistas foram a agroindústria, com destaque para a AGRISAL (Agro-Industrial de Salinópolis S/A), instalada em 1970, para beneficiamento, industrialização e comercialização de caju; a pesca empresarial, incentivada pela instalação do Parque Industrial Pesqueiro do Pará (1968); da atividade turística, que teve um aumento no número

de veranistas a partir da conclusão e asfaltamento da PA-444 (Salinópolis-Atalaia), em 1974, e da implantação da primeira linha regular de ônibus Belém-Salinópolis (1974), que reduziu o tempo de viagem (Brito, 2004; França, 2008).

Na mesma década, o município de Bragança inicia os investimentos em infraestrutura rodoviária para desenvolver o turismo na sua planície costeira e escoar a sua produção pesqueira. A praia de Ajuruteua era considerada a maior potencialidade turística do município, no entanto era frequentada apenas por pescadores e grupos de visitantes que utilizavam o transporte fluvio-marítimo pelo rio Caeté. Ausência de um acesso por via terrestre era considerado o grande entrave para o desenvolvimento da atividade turística no município. A solução encontrada foi à construção de uma estrada sobre áreas de campos alagados, mangues e rios. A estrada (PA-458) foi inaugurada em 1983 e concluída no final da década de 1980. Em 1987, a ausência de serviços de apoio atividade turística, motivou o poder público a incentivar a urbanização da área de praia e pós-praia visando à instalação de pousadas, bares, restaurantes e segundas residências (Braga, 2007; Filho, 2000; Pereira et al., 2006; Fernandes et al., 2008).

Após o período militar, as políticas de desenvolvimento na zona costeira paraense continuaram na década de 1990. No entanto, os investimentos em infraestrutura se deram a partir da exploração da atividade turística. No município de Marapanim, visando a expansão da atividade turística, foi construído em 1991 a rodovia Marudá-Crispim (PA-318), sobre uma estrada existente de 8 quilômetros a partir da estrada de acesso a Marudá, sobre áreas de mata, campos de dunas, mangue e sítios arqueológicos. Após a inauguração do novo eixo rodoviário, ocorreu o processo de urbanização, visando à oferta de infraestrutura de apoio atividade turística (Bastos et al. 2011; Furtado et al., 2006; Gomes et al., 2009; Nascimento, 2011).

Ao longo do século XX, os investimentos em políticas públicas de desenvolvimento econômico na zona costeira do salgado paraense, contribuíram para modificar as relações econômicas existentes, com reflexos nos aspectos sociais e ambientais. Tais mudanças vão provocar impactos socioeconômicos e ambientais, principalmente sobre as populações mais vulneráveis e os ecossistemas mais frágeis.

As principais mudanças e impactos resultantes das políticas públicas no século XX

No estado do Pará, alguns municípios limítrofes com o oceano Atlântico caracterizam-se pela localização geográfica de difícil acesso às suas zonas costeiras, além de apresentar um complexo sistema de estuários com ambientes dominados por marés e ondas. Tais características contribuem para que a maioria da costa paraense seja isenta de ações antrópicas. No entanto, o potencial para diversos usos e a carência de estudos detalhados não permitem que o poder público atue de forma mais efetiva no planejamento e gerenciamento costeiro, evitando danos socioambientais (Mendes et al., 2011; Prost et al., 2011).

Na Amazônia, a falta de estradas ou a não pavimentação das vias de acesso impede o movimento dos fluxos migratórios e dificulta as atividades econômicas. A construção, reconstrução ou melhoria de uma estrada é decisão do poder público. Uma vez realizada, surgem os problemas socioambientais que acabam ficando fora do controle do governo. Nesse contexto, as áreas litorâneas paraenses, com riqueza significativa de recursos naturais e grande potencial para a atividade turística, de domínio das populações nativas e dos pescadores artesanais, tornaram-se *points* de veraneio, a partir da expansão das rodovias na década de 1950 (Filho, 2000; Furtado et al., 2006; Furtado, 2011).

A construção da estrada de acesso à praia do Atalaia, no final da década de 1960, a construção da ponte sobre o furo do Sampaio e a pavimentação da PA-444 (1973), intensificaram a ocupação urbana da ilha. As populações residentes nos núcleos de pescadores da orla oriental (de ocupação antiga) venderam as suas casas à beira-mar, diante da especulação e valorização do espaço, construindo sua moradia em áreas mais distantes e inadequadas. A vila de pescadores deu lugar aos loteamentos, hotéis, pousadas e mansões (Brito, 2004; França, 2008; Marinho, 2009).

A ausência de planejamento e medidas de proteção ao meio ambiente, baseados em estudos de impacto ambiental, provocou a ocupação errônea e desorganizada do território. Sem o zoneamento dos espaços para uso e ocupação, foram retiradas áreas de dunas e mangues para a implantação de loteamentos, vias de acesso e pequenos portos, causando desequilíbrio ambiental, somados ao depósito de resíduos

sólidos, contaminação do lençol freático por fossas e esgoto doméstico (Brito, 2004; França, 2008; Mendes et al., 2011; Gregório et al., 2011).

Até 1987, o acesso à planície costeira do município de Bragança pela rodovia PA-458 ocorria até o furo Grande do rio Caeté. A partir deste trecho, o acesso à praia dependia do transporte fluviomarítimo. Somente a partir da inauguração da ponte, a rodovia foi pavimentada até a praia de Ajuruteua. O poder público municipal, ao incentivar a sua urbanização sem planejamento do uso e ocupação do solo, provocou sérias mudanças socioambientais, como: ocupação desordenada, especulação imobiliária, perda da vegetação fixadora de dunas, erosão costeira e contaminação do lençol freático (Braga, 2007; Fernandes et al., 2008; Pereira et al., 2006; Gomes et al., 2009; Monteiro et al., 2009; Souza Filho, 2011).

No município de Marapanim, a praia do Marudá já recebia um fluxo turístico que movimentava a economia local e o desenvolvimento socioespacial do Distrito de Marudá desde 1960. Em 1991, visando ampliar esse fluxo turístico, o Estado inaugurou a PA-318, para acesso à praia do Crispim. A inserção da praia como novo *point* de veraneio, ocasionou as seguintes mudanças: especulação imobiliária, loteamentos, ocupação desordenada, retirada da vegetação próxima da praia para facilitar o trânsito dos visitantes, retirada de madeira e areia de dunas para a construção civil, turismo predatório e desterritorialização das populações locais (Bastos et al., 2011; Furtado et al., 2006; Neto et al., 1996).

Ao analisar os resultados da pesquisa *survey*, verifica-se que as principais causas e efeitos das mudanças e impactos ocorridos nos três ambientes de praia na Costa Atlântica do Salgado Paraense, estão relacionados ao seu processo de uso e ocupação (Tabela 1). O cenário de vulnerabilidade socioambiental e econômica que as praias do Atalaia, Ajuruteua e Crispim estão enfrentando, são efeitos de longo prazo dos investimentos das políticas públicas desenvolvimentistas implementadas na região nas últimas décadas.

Verifica-se que os resultados obtidos sobre o período de aquisição, demonstram que a década de 2000 representa o período com maior número de aquisição do espaço em uso nos três ambientes de praia, resultantes dos investimentos públicos em turismo e o processo de venda dos imóveis para novos proprietários. Ao analisarmos por praia, as décadas em que ocorreram abertura de estradas ou investimentos públicos, há uma maior representatividade.

Tabela 1. Processo de ocupação das praias. (%) - percentagem de informantes.

Praias da Costa Atlântica do Salgado Paraense	Atalaia	Ajuruteua	Crispim	%
1) Período de aquisição do espaço em uso				
Década 1970:	5	1	0	8,1%
Década 1980:	1	10	1	16,2%
Década 1990:	10	7	7	32,4%
Década 2000:	8	6	11	33,8%
Década 2010:	1	1	5	9,5%
2) Forma de aquisição do espaço em uso				
Cedido:	0	0	1	1,3%
Doado:	0	0	0	0%
Ocupado:	11	13	4	37,8%
Comprado:	14	12	17	58,2%
Outro:	0	0	2	2,7%
3) Tipo de ocupação da área antes da aquisição				
Cordões arenosos:	0	0	0	0%
Dunas:	6	14	4	32,4%
Campo entre dunas:	19	11	13	58,1%
Mata de restinga:	0	0	0	0%
Mangue:	0	0	7	9,5%
4) Orientação técnica ou fiscalização ambiental durante o processo de aquisição				
Ausente:	25	25	24	100%
Parcial:	0	0	0	0%
Integral:	0	0	0	0%
5) Principal motivação de aquisição do espaço em uso				
Residência:	0	0	1	1,3%
2° Residência:	0	0	17	23%
Comércio/Serviços:	25	25	6	75,7%
Extrativismo animal (Pesca/ captura):	0	0	0	0%
6) Principal dificuldade enfrentada após a aquisição do espaço em uso				
Ausência de serviços públicos:	2	8	23	44,6%
Acessibilidade:	0	2	1	4,1%
Especulação imobiliária:	1	0	0	1,3%
Erosão costeira:	22	13	0	47,3%
Não informou:	0	2	0	2,7%

O principal ecossistema existente nos locais onde foram construídas as edificações atuais eram campos entre dunas. Nesse processo, os entrevistados informam que não receberam nenhuma orientação técnica ou fiscalização ambiental referente às normas ambientais existentes. Dentre as motivações mencionadas, a instalação de comércios e prestação de serviços aos visitantes (alimentação, bebidas, hospedagem e entretenimento) representa a principal motivação. Em virtude dos investimentos públicos em períodos específicos do ano, determinados pelo fluxo turístico, as principais dificuldades enfrentadas ao longo do ano referem-se à erosão costeira e ausência de serviços públicos.

Na década de 1970, quando se inicia a ocupação da orla marítima do município de Salinópolis, já havia sido instituído o Código Florestal (Lei nº 4.771/65), que determinava as florestas e demais formas de vegetação natural situadas em restingas como áreas de preservação permanente. Na década de 1980, a Política Nacional de Meio Ambiente transforma em reserva ecológica as florestas e demais formas de vegetação natural de preservação permanente, definidas no Código Florestal de 1965, sendo reiteradas pela Resolução nº 004 do CONAMA, em 1985, como reservas ecológicas, as restingas, em faixa mínima de 300 (trezentos) metros, a contar da linha da preamar máxima; as áreas mangues em toda a sua extensão; e as dunas, como vegetação fixadora (Scherer et al., 2009; Sirvinskas, 2006).

Os manguezais e a vegetação que protegem as dunas existentes nesses ambientes de praia têm grande importância ambiental. Logo, não podem sofrer qualquer tipo de degradação ou retirada que afete o seu equilíbrio ecológico. Entretanto, nos três ambientes em estudo, verifica-se o que vem ocorrendo em várias cidades litorâneas brasileiras: o desrespeito aos ordenamentos jurídicos e ambientais, apontados pela ausência de orientação técnica ou estabelecimento de normas para uso e ocupação que permitam a fiscalização e as devidas penalidades às pessoas físicas e jurídicas que infringirem essas normas.

Ao incentivar a urbanização destes espaços, o poder público desconsiderou a Lei nº 6.766/79, que trata do Uso e Parcelamento do Solo Urbano, que veda terminantemente o parcelamento do solo urbano em área de preservação ecológica (Sirvinskas, 2006). Logo, o processo de desenvolvimento urbano baseou-se nos interesses políticos e econômicos, sem qualquer tipo de zoneamento que discriminasse as áreas de

desenvolvimento de atividades comerciais e residenciais, resultando em ocupações desordenadas, sem a infraestrutura necessária para o desenvolvimento das atividades humanas.

Ao permitir obras públicas e privadas em áreas de preservação permanente sem qualquer tipo de zoneamento de uso e parcelamento do solo, foram realizadas inúmeras obras irregulares, do ponto de vista ambiental e urbanístico. Essas obras não consideraram o equilíbrio morfológico da costa e as soluções para obras de proteção costeira ocorreram sem critérios técnicos de engenharia, intensificando processos erosivos, como os que ocorreram nas orlas de Fortaleza (CE), Olinda (PE), Conceição da Barra (ES) e Martinhos (PR) (Neves & Muehe, 2008).

Quando o litoral está submetido ao processo de erosão costeira, compromete as atividades de turismo, lazer e moradia. A erosão marinha na linha da costa é um fenômeno global, resultante do conflito entre as ações naturais e atividades antrópicas, acarretando sérios prejuízos para as comunidades litorâneas. Os estudos realizados pela União Geográfica Internacional (UGI) demonstram que 70% das costas sedimentares do mundo estão passando por um processo de erosão, enquanto 10% estão em progradação e 20% continuam estáveis. No Brasil, cerca de 35% da costa está sob efeito erosivo (Medeiros et al., 2014; Morais et al. 2008; Neves & Muehe, 2008; Souza, 2009).

Na Europa, processos de erosão costeira são observados em toda a linha da costa, como no litoral de Algarve (Portugal), Colwyn Bay e na costa norte do País de Gales (Reino Unido) (Oliveira et al. 2012; Pires et al., 2012). No continente africano, o mesmo vem sendo registrado há alguns anos no litoral da cidade de Maputo (Moçambique) (Hoguane, 2007; Langa, 2007).

Na Costa Atlântica do Salgado Paraense, os casos de erosão são bem mais acentuados do que os avanços na linha da costa (progradação), apesar da progradação ser mais difícil de ocorrer, a partir da observação pontual, sem conhecimento histórico sobre o local, ao contrário da erosão, que deixa vestígios claros, como vem ocorrendo na praia de Ajuruteua. Nos últimos anos, os moradores aguardam com apreensão as marés altas nos meses de março e setembro, associadas à força dos ventos, ondas e precipitação que frequentemente geram prejuízos às edificações localizadas no perfil de tempestade.

Em 2015, nos dias 20 e 21 de fevereiro, o fenômeno se antecipou e destruiu oito casas, além de danificar parcialmente a praça Hilário Ferreira e cinco pousadas. Entre os dias 19 e 22 de março, outra maré alta danificou parcialmente quatro pousadas e um bar, totalizando 18 edificações destruídas ou parcialmente danificadas. Nas últimas décadas, ruas inteiras desapareceram, tubulações de esgotos ficaram expostas e postes da rede elétrica foram arrancados. Os imóveis que corriam risco de desabamento foram abandonados (Figura 3).

As áreas de ocupação humana com evidências erosivas tendem a ser as mais vulneráveis num cenário de mudanças climáticas. O litoral é uma área de risco, cujo efeito mais notável é o aumento do nível dos oceanos, provocado pela elevação térmica. Mudanças no padrão de temperatura da superfície do mar (TSM), influenciam a climatologia, podendo acalorar o processo de evaporação, provocando mais chuvas e tempestades, aumentando a intensidade dos ventos, que, por sua vez, influenciam na frequência e elevação de ondas, provocando mudanças na morfologia



Figura 3. Processo de erosão costeira provocada pela marés altas do mês de março (2015): (a) e (b) Praça Hilário Ferreira; (c) e (d) destruição de ruas e casas.

das praias. Um aumento da precipitação sobre estas áreas aumentará a erosão das encostas e inundações. Uma redução da precipitação sobre as baías hidrográficas causará salinização pelo avanço do mar sobre a vazão fluvial, enquanto nas áreas costeiras ocorrerá a intrusão salina nos aquíferos (Neves & Muehe, 2008).

A circulação e o estacionamento de veículos (carros, caminhões, ônibus) na faixa de areia é outra problemática que não foi dimensionada desde o início da expansão da atividade turística nessas praias, tornando-se um fator cultural, além de gerar impactos ambientais (compactação da camada superficial da areia, contaminação ambiental por derrame de óleo e poluição sonora) e oferecer risco de acidentes aos banhistas, devido à grande quantidade de veículos (colisões, quedas, atropelamentos e congestionamentos). O mesmo vem ocorrendo em outras praias brasileiras, como a praia do Cassino (RS), em que fatores históricos, culturais, geomorfológicos e uma interpretação errônea da legislação permitem o trânsito de veículos de qualquer tipo, sem qualquer restrição. Na alta temporada, o fluxo chega a atingir 12.000 veículos por dia (Vieira et al., 2004).

Em 2013, a Associação de Moradores de Ajuruteua entrou com pedido no Ministério Público do Estado para impedir o acesso de veículos na faixa de areia da praia. O mesmo já ocorria na praia do Crispim. Somente a praia do Atalaia permitia o livre acesso de veículos. No entanto, em abril de 2014, um acidente envolvendo um quadriciclo e um automóvel, levou o Ministério Público do Estado a intervir junto ao governo estadual e municipal para a reorganização do tráfego de veículos na praia do Atalaia. Em junho do mesmo ano, foram determinadas as normas para o tráfego de veículos na área de praia, sob a fiscalização da Polícia Rodoviária Estadual (PRF) e do Departamento Nacional de Trânsito do Estado do Pará (Detran).

Em julho de 2014, as regras foram implantadas, a faixa de praia do Atalaia passou a ter 3 zonas: a primeira, em frente às barracas, foi destinada ao trânsito de veículos com divisão em duas pistas; a segunda é uma área de seis metros para o estacionamento de carros e, a terceira segue até a água da praia em uma área exclusiva para os banhistas. Assim, os veículos entram na praia durante a baixa-mar e sai na preamar. Os quadriciclos, motos e kitesurf circularam apenas em áreas que não ofereciam riscos aos banhistas (Figura 4).



Figura 4. Praia do Atalaia durante a alta temporada: (a) e (b) Praia na baixa mar sem ordenamento do trânsito em julho de 2013; (c) e (d) Ordenamento do trânsito de veículos em julho de 2014.

Conclusão

O uso das praias para o turismo deverá se constituir em um dos grandes desafios da gestão costeira no século XXI. A praia configurou-se nos últimos séculos como um dos ambientes naturais mais procurados pelos turistas em todo o mundo. A procura por este ambiente motiva a instalação de infraestrutura em locais inadequados, causando degradação e alterações irreversíveis ao meio ambiente. A grande pressão da atividade turística sobre estes ecossistemas é intensificada pela facilidade de acesso às áreas litorâneas.

Na Amazônia Atlântica, a busca pelos ambientes de praia relacionada às práticas de lazer, inicia-se antes do período de expansão das rodovias, por meio do transporte fluviomarítimo. As políticas públicas estaduais e municipais visando à integração local e regional, desenvolvimento

econômico e social, geração de emprego e renda pela prática da atividade turística, provocaram mudanças ambientais com reflexos nos aspectos sociais e econômicos ao longo das últimas décadas nesses ambientes costeiros.

Os dados obtidos através da pesquisa exploratória (survey) nas áreas estudadas confirmam as informações contidas nas fontes bibliográficas que fundamentam o estudo. Entretanto, mesmo com a existência de estudo técnicos que alertam para o caso, outras praias correm os mesmos riscos por possuírem afluência turística, como a Praia Grande (Colares), Itapua, Ilha Encantada (Vigia), Romana, Barreta, Jutai (Curuçá), Tamaruteua, Sacaiteua, Anjo, Dom Pedro (Marapanim), Camboinha, Fortalezinha, Mocooca, Marieta (Maracanã), Buraco, Pilões, Areião, Fortaleza (São João de Pirabas), Boa Vista (Quatipuru), Pilão, Apió, Canelas (Bragança), Perimirim, Coroa Cumprida (Augusto Corrêa) e Apeú Salvador (Viseu).

Espera-se que a aprovação do projeto de lei sobre a Política Estadual de Gerenciamento Costeiro do Pará, permita que a Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA) delimite o seu campo de atuação para a defesa e utilização da costa paraense, compatibilizando práticas de conservação e desenvolvimento com medidas para mitigação e redução dos impactos causados pelas políticas públicas nas décadas anteriores, garantindo a sustentabilidade ambiental, social e econômica da Amazônia Atlântica.

Referências

Adrião, D.G.S. 2003. **Pescadores dos sonhos**: um olhar acerca da mudança nas relações de trabalho e na organização social entre as famílias dos pescadores diante do turismo balnear em Salinópolis, Pa. Tese (Doutorado em Ciências Sociais) – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Alves, M. A. M. S. 2001. Morfodinâmica e sedimentologia da praia de Ajuruteua - NE do Pará. 104f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.

Amaral, D. D. et al. 2001. Aspectos taxonômicos de espécies arbustivas e arbóreas ocorrentes em moitas (Restinga do Crispim), Marapanim-PA. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Bot.**, 17(1): 21-74.

Arend, M. 2009. **50 Anos de industrialização do Brasil (1955-2005)**: uma análise evolucionária. 251f. Tese (Doutorado em Economia) – Faculdades de Ciências Econômicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

- Bastos, M. N. C. et al. 2011. Alterações ambientais na vegetação litorânea do nordeste do Pará. In: Prost, M. T. R. C.; Mendes, A. (Org.). **Ecosistemas Costeiros: Impactos e Gestão Ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Becker, B. K.; Egler, C. A. G. 1998. **Brasil: uma nova potência regional na economia-mundo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Becker, B. K. 2009. **Amazônia: Geopolítica na virada do III milênio**. Rio de Janeiro: Garamond.
- Braga, F. P. S. 2007. **Morfologia e sedimentologia da praia de macromaré de Ajuruteua, Pará: um estudo para definição de índices de sensibilidade ambiental ao derramamento de óleo**. 116f. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geoquímica) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.
- Brasil, W. F. W. 2007. **Memória do turismo: trajetória histórica da EMBRATUR no período de 1966 a 2006**. 241f. Monografia (Especialização em Gestão de Negócios e Turismo) – Centro de Excelência em Turismo, Universidade de Brasília, Brasília.
- Brito, F. M. O. 2004. **Salinópolis-PA: (Re) Organização Sócio-Espacial de um Lugar Atlântico-Amazônico**. 121f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- El-Robrini, M. et al. 2011. Pará. In: Muehe, D. (Org.). **Erosão e progradação do litoral brasileiro**. Brasília: MMA/Programa de Geologia e Geofísica Marinha.
- Fernandes, M.E.B. et al. 2008. Efeito da construção da Rodovia PA-458 sobre as florestas de mangue da península bragantina, Bragança, Pará, Brasil. **Uakari**, 3(1): 55-63.
- Filho, A.A. 2000. A política dos governos militares na Amazônia. . In: Filho, A. A.; Júnior, J. A. S.; Neto, J. M. B. (Org.). **Pontos de história da Amazônia**. Belém: Paka-Tatu.
- França, D. L. S. 2008. **Turismo e dinâmica demográfica: reflexos da atividade turística no comportamento reprodutivo da mulher no município de Salinópolis, PA**. 198f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas. Universidade Federal do Pará, Belém.
- Furtado, L. F. G. et al. 2006. Formas de utilização de manguezais no litoral do Estado do Pará: casos de Marapanim e São Caetano de Odivelas. **Amazônia: Ci. & Desenv.**, 1(2): 113-127.
- Furtado, L. F. G. 2011. Zona costeira amazônica: um espaço de reflexões teóricas e práticas sociais. In: Mendes, A.C.; Prost, M.T.; Castro, E. (Org.) **Ecosistemas amazônicos: dinâmicas, impactos e valorização dos recursos naturais**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Gomes, R. K. S. et al. 2009. Dinâmica socioambiental em uma comunidade pesqueira amazônica, PA-Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 9(2): 101-111.
- Gregório, A. M. S. et al. 2011. Erosão na praia do Atalaia-Salinópolis/PA. In: Mendes, A.C.; Prost, M.T.; Castro, E. (Org.) **Ecosistemas amazônicos: dinâmicas, impactos e valorização dos recursos naturais**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Hoguane, A. M. 2007. Perfil diagnóstico da zona costeira de Moçambique. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 7(1): 69-82.

- Langa, J. V. Q. 2007. Problemas na zona costeira de Moçambique com ênfase para a costa de Maputo. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 7(1): 33-44.
- Macarini, J. P. 2005. A política econômica do governo Médici: 1970-1973. **Nova Economia**, 15(3): 53-92.
- Marinho, R. S. 2009. **Faces da Expansão urbana em Salinópolis, zona costeira do Estado do Pará**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal do Pará, Belém.
- Medeiros, E. C. S. et al. 2014. Percepção ambiental da erosão costeira em uma praia no litoral Nordeste do Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 14 (3): 471-482.
- Meirelles Filho, J. C. M. 2006. **Livro de ouro da Amazônia**. 5. ed. Rio de Janeiro: Ediouro. 135p.
- Mendes, A. C. 2003. Geomorfologia e sedimentologia. In: Fernandes, M.E. B. (Org.). **Os manguezais da costa norte brasileira**. v. II. São Luís: Fundação Rio Bacanga.
- Mendes, A. C. et al. 2011. Análise do meio físico para gestão ambiental das ilhas de Algodual e Atalaia (NE do Pará). In: Prost, M. T. R. C.; Mendes, A. (Org.). **Ecosistemas Costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Monteiro, M. C. et al. 2009. Ocupação territorial e variações morfológicas em uma praia de macromaré do litoral amazônico, Ajuruteua-PA, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 9 (2):91-99.
- Morais, J. O. et al. 2008. Erosão costeira em praias adjacentes às desembocaduras fluviais: o caso de Pontal de Maceió, Ceará, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 8(2):61-76.
- Nascimento, I. 2011. Dinâmica costeira, ocupação humana e migração. O caso de Tamaruteua. In: Prost, M. T. R. C.; Mendes, A. (Org.). **Ecosistemas Costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Neto, S. V. C. et al. 1996. Composição florística e fitofisionomia da restinga do Crispim, município de Marapanim, Pará. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. Bot.**, 12 (2): 237-249.
- Neto, T. O. 2013. Rodovia Transamazônica: Falência de um grande projeto geopolítico. **Revista Geonorte**, 7 (1): 282-298.
- Neves, C. F.; Muehe, D. 2008. Vulnerabilidade, impactos e adaptações a mudanças do clima: a zona costeira. In: **Parcerias e estratégias**. Mudanças de clima no Brasil: vulnerabilidade, impactos e adaptação, 27:217-295.
- Oliveira, A. U. 2009. A inserção do Brasil no capitalismo monopolista mundial. In: Ross, J.L.S. (Org.). **Geografia do Brasil**. 6 ed. São Paulo: Edusp.
- Oliveira, F. S. B. F et al. 2012. Aplicação de modelação numérica e física para o estudo da reabilitação e proteção da praia de Colwyn Bay, País de Gales, Reino Unido. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 12 (3): 323-342.
- Pereira L. C. C. et al. 2006. Formas de usos e ocupação na praia de Ajuruteua-Pará (Brasil). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 13: 19-30.

- Pires, I. et al. 2012. Artificialização do solo e vulnerabilidade humana em duas zonas sujeitas a processos de erosão costeira: casos de estudo da Costa da Caparica e Espinho (Portugal). **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 12 (3): 277-290.
- Prost, M.T. et al. 2011. Manguezais e estuários da costa paraense: exemplo de estudo multidisciplinar integrado (Marapanim e São Caetano de Odivelas). In: Prost, M. T. R. C.; Mendes, A. (Org.). **Ecosistemas Costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Rebello-Mochel, F. 2011. Manguezais amazônicos: status para a conservação e a sustentabilidade na zona costeira maranhense. In: Martins, M. B.; Oliveira, T. G. (Org.). **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG.
- Rego, J. M.; Marques, R. M. 2006. **Economia Brasileira**. 3. ed. São Paulo: Saraiva.
- Rodrigues, P. R. A. 2009. **Introdução aos sistemas de transporte no Brasil e à logística internacional**. 4. ed. rev. e ampl. São Paulo: Aduaneiras.
- Scarlato, F. C. 2009. População e urbanização brasileira. In: Ross, J. L. S. (Org.). **Geografia do Brasil**. 6 ed. São Paulo: editora da Universidade de São Paulo.
- Scherer, M. et al. 2009. **Gestão das zonas costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico**. Rede Iberoamericana de Manejo Costeiro (Brasil). Agência Brasileira de Gerenciamento Costeiro.
- Sirvinskas, L. P. 2006. **Legislação de direito ambiental**. São Paulo: Rideel.
- Souza Filho, P. W. M et al. 2005. A zona costeira Amazônica: o cenário regional e os indicadores bibliométricos em C&T. In: Sousa Filho, P. W. M et al. (Org.). **Bibliografia da zona costeira amazônica**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará, Petrobras.
- Souza Filho, P. W. M. S. 2011. Impactos naturais e antrópicos na planície costeira de Bragança (NE do Pará). In: Prost, M. T. R. C.; Mendes, A. (Org.). **Ecosistemas Costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Souza, C. R. G. 2009. A erosão costeira e os desafios da gestão costeira no Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 9 (1): 17-37.
- Szlafsztein, C. F. 2009. Indefinições e obstáculos no gerenciamento da zona costeira do Estado do Pará, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 9 (2): 47-58.
- Vieira, H. et al. 2004. O estudo do impacto da circulação de veículos em praias arenosas através de parâmetros Físicos: um estudo de caso. **Engevista**, 6 (3): 54-63.

Diversidade florística de palmeiras em duas Unidades de Conservação da Amazônia Oriental

Adriana Paula Silva Souza & Mário Augusto G. Jardim

RESUMO

A família Arecaceae compreende um grupo de plantas conhecidas popularmente como “palmeiras”, que se destaca dentro de Unidades de Conservação (UCs), com espécies de grande importância ecológica, econômica e ornamental, distribuídas em quase todos os ecossistemas, desempenhando funções específicas em sua estrutura. O presente estudo compara a diversidade florística com alguns padrões ecológicos de comunidades de palmeiras em duas UCs no estado do Pará: a Área de Proteção Ambiental (APA) Ilha do Combu e o Parque Estadual do Utinga (PEUt). Nas duas UCs foram demarcadas aleatoriamente 88 parcelas (de 50m x 50m), para identificação e quantificação de todas as espécies de palmeiras com altura ≥ 50 cm. Na Ilha do Combu foram registrados um total de 8.072 indivíduos, em 15 hectares de várzea, distribuídos em 14 gêneros e 23 espécies, enquanto na Reserva do Utinga (PEUt) foram registrados 12 gêneros e 22 espécies em 7 ha de floresta de terra firme, totalizando 1.921 indivíduos. Quanto à distribuição de espécies, observou-se que sete ocorreram somente na área de várzea da APA Ilha do Combu e seis foram restritas à floresta de terra firme do PEUt, enquanto que 16 espécies ocorreram nos dois tipos de ecossistemas, demonstrando alto grau de adaptação a diferentes ambientes. A maior representatividade de *Euterpe oleracea* Mart., principalmente na área de várzea, justifica-se em decorrência de o estado do Pará ser o seu principal centro de dispersão natural, além da sua importância na economia da população local. Na caracterização ecológica, obteve-se um maior percentual de espécies de hábito arbustivo nas duas UCs e o maior número de espécies introduzidas na APA do Combu. Quanto às classes de grupos ecológicos, o maior percentual (57%) de espécies climácicas na Ilha do Combu sugere que a área encontra-se em estágio avançado de sucessão ecológica, mostrando uma estabilidade estrutural da comunidade, entretanto, ressalta-se a importância das espécies pioneiras, que totalizaram 26% na Ilha do Combu e 27% no PEUt, sendo a base no processo de regeneração da floresta. A diversidade florística determinada pelo Índice de Shannon (H') variou de 1,91 na floresta de várzea da Ilha do Combu a 2,01 na floresta de terra firme do PEUt, evidenciando a maior diversidade de palmeiras na floresta de terra firme do Parque do Utinga.

Introdução

A crescente preocupação nacional e internacional com o futuro da Amazônia resultou em um programa para identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (Mittermeier et al., 2005). O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) regulamenta as unidades de conservação nas instâncias federal, estadual e municipal, separando-as em dois grupos: o de proteção integral, com a preservação da biodiversidade como principal objetivo, sendo permitido apenas uso indireto de recursos; e o de uso sustentável, que permite várias formas de utilização dos recursos naturais de forma direta (Silva, 2005).

Dentro das Unidades de Conservação destaca-se um grupo muito particular de plantas da família Arecaceae, denominadas popularmente de “palmeiras”, as quais, segundo Lorenzi et al. (2004), compreendem espécies de grande importância econômica e ornamental, muito utilizadas em ambientes costeiros da região amazônica, fornecendo ao homem cocos, tâmaras, palmito, açúcar, sagu, óleo, cera, fibras e material para a construção de habitações rústicas, como folhas e estipe.

As palmeiras na região amazônica distribuem-se em quase todos os ambientes, incluindo florestas densas e abertas, várzeas, campos de várzea, campinas e campinaranas, desempenhando funções específicas na estrutura destes ecossistemas (Jardim & Vieira, 2001; Jardim et al., 2007). Portanto, o conhecimento da estrutura e da composição das comunidades de palmeiras nos ecossistemas presentes nas UCs constitui-se como elemento fundamental no planejamento da utilização racional dos recursos naturais.

Apesar dos avanços no conhecimento sobre a diversidade das palmeiras amazônicas, sua distribuição ainda é pouco conhecida, pois estima-se que elas foram inventariadas em apenas metade da região (Lorenzi et al., 2010), provavelmente devido ao uso recorrente do critério de amostragem com DAP mínimo considerado nos numerosos inventários florísticos realizados na Amazônia, que excluem a maioria das espécies desse grupo (Rocha & Silva, 2005). Portanto, os dados disponíveis sobre a composição florística e dinâmica da família ainda são considerados escassos.

De acordo com Lorenzi et al. (2010), a flora amazônica concentra um expressivo número de palmeiras, totalizando entre 200 a 250 espécies,

constituindo a maior diversidade de palmeiras do Brasil, com 35 dos 42 gêneros e cerca de 150 das 193-208 espécies reconhecidas para o país. Essa diversidade consiste em um dos principais recursos vegetais que oferece maior utilidade e benefícios para os povos amazônicos, cujo valor econômico tem despertado o interesse para o manejo, uma vez que suas espécies demonstram ser resistentes aos desmatamentos e queimadas (Miranda et al., 2001).

Estudos no estado do Pará demonstram que estas plantas perfazem um total de 19 espécies de palmeiras nativas no estudo realizado na área do Distrito Florestal Sustentável da rodovia BR-163, mais especificamente no Parna da Amazônia e na Flona do Tapajós; com *Astrocaryum gynacanthum* Mart., *Euterpe oleracea* Mart. e *Bactris elegans* Barb. Rodr. apresentando maior densidade (Salm; Jardim & Albernaz, 2011). Considerando outros inventários de palmeiras no estado é possível referenciar as pesquisas de Rocha & Silva (2005), que registraram 14 espécies em floresta secundária, com *Astrocaryum gynacanthum* Mart. e *Maximilliana maripa* (Aubl.) Drude em maior densidade; de Jardim et al. (2007), que identificaram 15 espécies de palmeiras arbóreas e três de hábito escandente na floresta de várzea da APA do Combu, com *Euterpe oleracea* Mart. e *Astrocaryum murumuru* Mart. em maior número de indivíduos; de Oliveira, Rocha & Bastos (2009), na APA de Algodão no litoral paraense, com 15 espécies e *Astrocaryum vulgare* Mart., *Bactris campestris* Poepp. ex Mart. e *Mauritiella armata* (Mart.) Burret com as maiores frequências.

Desse modo, esta pesquisa contribuirá para um melhor entendimento dos padrões de distribuição das espécies no contexto amazônico oriental, de forma a subsidiar, através do conhecimento científico, as políticas públicas do estado para as Unidades de Conservação Urbanas, no que tange às ações de tomadas de decisão visando à conservação e manutenção ecológica do ambiente.

Metodologia

A pesquisa foi realizada na floresta de várzea na Área de Proteção Ambiental Ilha do Combu, cuja área atinge 15 km², localizada sob as coordenadas geográficas 48° 25' W e longitude de 1° 25' S e distante cerca de 2,5 km via fluvial da cidade de Belém (PA) (Figura 1). O clima é

do tipo Am, segundo a classificação de Köppen, com pluviosidade média anual de 2.500 mm e temperatura média de 27°. O solo é do tipo Glei Pouco Húmico, com alta percentagem de siltes, argila e baixa percentagem de areia, em decorrência de sedimentos transportados pela ação constante das águas do Rio Guamá (Lau & Jardim, 2013). Existem diferenças ambientais quando considerados os dois ambientes de várzea presentes na APA Ilha do Combu. Para Hamp (1991), Sampaio (1998) e Silva & Sampaio (1998), a várzea baixa possui o tipo de solo Glei Pouco Húmico, com alta percentagem de areia, em decorrência de sedimentos transportados pelo rio Guamá; baixa saturação com pH variando entre 4,5-5,0 e valores médios de fósforo inorgânico de 0,27 mg, fósforo orgânico de 0,04 mg e carbono com 85 ± 16 mgC/g. A várzea alta é resultante do acúmulo recente de sedimentos argilosos, com elevado teor de lim e com pH variando entre 7,5-8,0; e valores médios de fósforo inorgânico de 0,10 mg, fósforo orgânico de 0,07 mg e carbono com 83 ± 27 mgC/g (Silva & Sampaio, 1998).

O Parque Estadual do Utinga (PEUt) está situado a nordeste do estado do Pará, entre as coordenadas geográficas de latitude 1° 22' S e longitude 48° 20' W (Figura 1), compreendendo uma área de 1.380 ha, estabelecida como Área de Proteção Ambiental da Região metropolitana de Belém, pelo Decreto Estadual nº 1.551, de 3 de maio de 1993, com a finalidade de preservação dos mananciais de água potável do município de Belém. De acordo com Leray (2010), a área do parque está inserida em uma região de topografia plana, com suaves ondulações, constituída por tabuleiros, terraços e várzeas, pertencentes às terras sedimentares baixas da Amazônia, esculpidas em sedimentos de Grupo Barreiras. As formações florestais presentes na reserva do Utinga caracterizam-se por espécies de porte elevado ao longo de sua extensão, com uma tipologia predominante de floresta de terra firme, sendo também encontradas as florestas de várzeas e matas secundárias em diferentes estágios de sucessão (Sodré, 2007). Seus limites territoriais nas últimas décadas têm sofrido uma intensa explosão demográfica devido à presença de aglomerados urbanos no seu entorno (SEMA, 2009).

Composição Florística - em fevereiro e março de 2014, seguindo a metodologia utilizada por Jardim et al. (2007), foram demarcadas aleatoriamente 60 parcelas de 50 m x 50 m, correspondente a 150.000 m² (15 ha) na APA Ilha do Combu. Enquanto que nos meses de agosto e setembro do mesmo ano foram demarcadas 28 parcelas de 50 m x 50 m

no Parque Estadual do Utinga, totalizando 70.000 m² (7 ha de floresta de terra firme. Em cada parcela, com o auxílio de um especialista e um parobotânico, foram identificadas todas as espécies com altura ≥ 50 cm em seguida quantificadas e fotografadas. Das espécies cuja identificação não foi possível em campo, foi coletado material botânico (folhas, inflorescências e infrutescências) para secagem e comparação junto à coleção de palmeiras do Herbário João Murça Pires (MG).

Para a classificação das espécies foi adotado o sistema da APG III (2009) e a revisão da nomenclatura taxonômica de acordo com a lista de plantas da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>) e a lista de espécies do Missouri Botanical Garden (www.tropicos.org).

A composição florística foi avaliada pela distribuição dos indivíduos em gêneros e espécies. Para comparar a diversidade de espécies entre as Unidades de Conservação foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H') (Magurran, 1988). A característica ecológica abrangeu o hábito de crescimento, o status ecológico, o ambiente de ocorrência e os grupos ecológicos. A classificação quanto ao hábito de crescimento foi de acordo

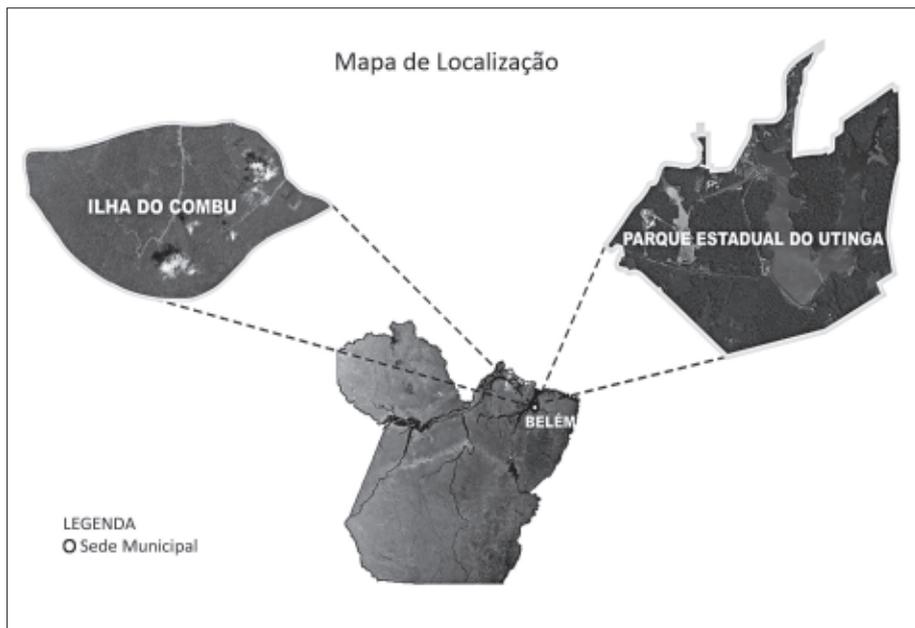


Figura 1. Localização geográfica da Área de Proteção Ambiental Ilha do Combu e Parque Estadual do Utinga, Estado do Pará. Fonte: Santos (2014)

com Miranda et al. (2001) considerando os cinco tipos básicos: a) *Arbóreo* (geralmente solitário); b) *Arbustivo* (geralmente em touceiras); c) *Acaule* (estipe subterrâneo); d) *Trepador* (liana); e e) *Erva* (menos de 1 m de altura). O status ecológico foi avaliado quanto à condição de ser nativa ou introduzida (Lorenzi et al., 2010). A informação sobre o ambiente de ocorrência foi de acordo com o informante local, considerando as descrições sobre os ambientes de várzea alta e várzea baixa de Hamp (1991) e Silva & Sampaio (1998).

Na caracterização dos grupos ecológicos foi adotada a classificação de Gandolfi; Leitão Filho & Bezerra (1995) e Alves et al. (2005), que consideram os critérios básicos para as espécies: a) *Pioneira* (PI) - heliófilas, geralmente com crescimento rápido e ciclo curto de vida, com todas as fases desenvolvidas somente sob alta luminosidade, em geral não ocorrem no sub-bosque; colonizam grandes clareiras ou áreas de cultivo abandonadas; b) *Secundária Inicial* (SI) - grupo muito heterogêneo, cuja característica principal é a capacidade de estabelecimento em pequenas clareiras e/ou no sub-bosque de florestas em estágios sucessionais iniciais; c) *Secundária Tardia* (ST) - a característica principal é a capacidade de estabelecimento no sub-bosque de florestas em estágios sucessionais intermediários; as plântulas e indivíduos jovens podem ser ciófilos ou heliófilos, estabelecendo-se no sub-bosque da floresta, enquanto que os adultos são heliófilos, ocupando o dossel, onde podem permanecer até a floresta atingir o clímax e com ciclo de vida mais longo que as secundárias iniciais; e d) *Climax* (CL) - se estabelecem e apresentam desenvolvimento no sub-bosque (sombra) de florestas climácicas ou em estágios sucessionais avançados e com ciclo de vida geralmente longo.

Resultados

Na Ilha do Combu, em 15 hectares foram registrados 14 gêneros e 23 espécies, perfazendo um total de 8.072 indivíduos (Tabela 1). Os gêneros mais representativos com maior número de espécies foram *Astrocaryum*, *Bactris*, *Desmoncus* e *Geonoma* com três espécies cada (Figura 2). *Euterpe oleracea* Mart., *Astrocaryum murumuru* Mart., *Socratea exorrhiza* (Mart.) H. Wendl., *Bactris major* Jacq., *Astrocaryum tucuma* Mart., *Astrocaryum vulgare* Mart., *Raphia taedigera* (Mart.) Mart., *Bactris minor*

Jacq., *Desmoncus polyacanthos* Mart., *Geonoma macrostachys* e *Mauritia flexuosa* Mart. foram representativas com número de indivíduos ≥ 100 (11 espécies), o que correspondeu a 43% do total de espécies.

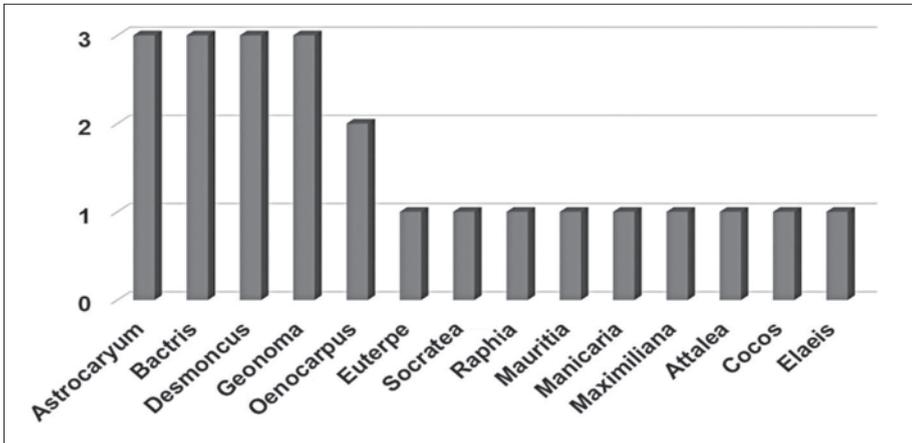


Figura 2. Gêneros e respectivos números de espécies ocorrentes em 15 ha de floresta de várzea na Área de Proteção Ambiental, Ilha do Combu, Belém (PA).

Na caracterização das espécies quanto ao hábito de crescimento (Figura 3), foram registradas 12 espécies de hábito arbustivo, representando 52%, seguido pelo arbóreo com oito espécies (35%) e o trepador com três espécies (13%). Quanto ao status ecológico, foram registradas 18 espécies nativas e cinco introduzidas.

Os ambientes de ocorrência mostraram que 11 espécies: *Bactris major* Jacq., *Bactris minor* Jacq., *Bactris gasipaes* Kunth, *Cocos nucifera* L., *Elaeis guineensis* Jacq., *Geonoma pauciflora* Mart., *Geonoma baculifera* (Poi) Kunth, *Mauritia flexuosa* L.f, *Maximiliana maripa* (Aubl.) Drude, *Oenocarpus bataua* Mart. e *Oenocarpus distichus* Mart. (48%), ocorrem somente na floresta de várzea alta; seis espécies: *Astrocarium murumuru* Mart., *Astrocarium tucuma* Mart., *Attalea huebneri* (Burret) Zona, *Geonoma macrostachys* Mart., *Manicaria saccifera* Gaertn. e *Raphia taedigera* (Mart.) Mart. (26%), na floresta de várzea baixa; e seis espécies: *Astrocarium vulgare* Mart., *Desmoncus mitis* Mart., *Desmoncus orthacanthos* Mart., *Desmoncus polyacanthos* Mart., *Euterpe oleracea* Mart. e *Socratea exorrhiza* (Mart.) H. Wendl. (26%), ocorreram simultaneamente nos dois ambientes (Tabela 1).

Tabela 1. Composição florística e caracterização ecológica das espécies de palmeiras ocorrentes em 15 hectares de floresta de várzea na Área de Proteção Ambiental, Ilha do Combu, Belém, Pará por ordem decrescente de número de indivíduos por espécie. N – número de indivíduos; HC – hábito de crescimento; SE – status ecológico; AMB – ambiente e GE – grupo ecológico.

Nome Popular	Espécie	N	HC	SE	AMB	GE
Açaí	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	4316	Arbustivo	Nativa	Várzea Baixa e Alta	CL
Murumuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	678	Arbustivo	Nativa	Várzea Baixa	CL
Paxiuba	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl.	560	Arbóreo	Nativa	Várzea Baixa e Alta	ST
Marajá grande	<i>Bactris major</i> Jacq.	343	Arbustivo	Nativa	Várzea Alta	ST
Tucumã vermelho	<i>Astrocaryum tucuma</i> Mart.	335	Arbustivo	Nativa	Várzea Baixa	CL
Tucumã	<i>Astrocaryum vulgare</i> Mart.	326	Arbustivo	Nativa	Várzea Baixa e Alta	CL
Jupati	<i>Raphia taedigera</i> (Mart.) Mart.	266	Arbustivo	Nativa	Várzea Baixa	CL
Marajá mirim	<i>Bactris minor</i> Jacq.	217	Arbustivo	Nativa	Várzea Alta	ST
Jacitara grossa	<i>Desmoncus polyacanthos</i> Mart.	166	Trepador	Nativa	Várzea Baixa e Alta	PI
Ubim mítudo	<i>Geonoma macrostachys</i> Mart.	122	Arbustivo	Nativa	Várzea Baixa	PI
Buriti	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	110	Arbóreo	Nativa	Várzea Alta	CL
Jacitara grande	<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.	99	Trepador	Nativa	Várzea Baixa e Alta	PI
Ubim flexa	<i>Geonoma pauciflora</i> Mart.	98	Arbustivo	Nativa	Várzea Alta	PI
Ubim graúdo	<i>Geonoma baculifera</i> (Poit) Kunth	91	Arbustivo	Nativa	Várzea Alta	PI
Buçu	<i>Manicaria saccifera</i> Gaertn.	77	Arbóreo	Nativa	Várzea Baixa	SI
Jacitara fina	<i>Desmoncus mitis</i> Mart.	66	Trepador	Nativa	Várzea Baixa e Alta	PI
Bacabinha	<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	51	Arbóreo	Introduzida	Várzea Alta	CL
Inajá	<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	47	Arbóreo	Nativa	Várzea Alta	CL
Urucuri	<i>Attalea huebneri</i> (Burret) Zona	38	Arbustivo	Nativa	Várzea Baixa	CL
Pupunha	<i>Bactris gasipaes</i> Kunth	22	Arbustivo	Introduzida	Várzea Alta	CL
Coqueiro	<i>Cocos nucifera</i> L.	18	Arbóreo	Introduzida	Várzea Alta	CL
Bacaba	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	14	Arbóreo	Introduzida	Várzea Alta	CL
Dendê	<i>Elais guineensis</i> Jacq.	12	Arbóreo	Introduzida	Várzea Alta	CL

8.072

PI - Pioneira; SI - Secundária Inicial; ST - Secundária Tardia; e CL - Climax.

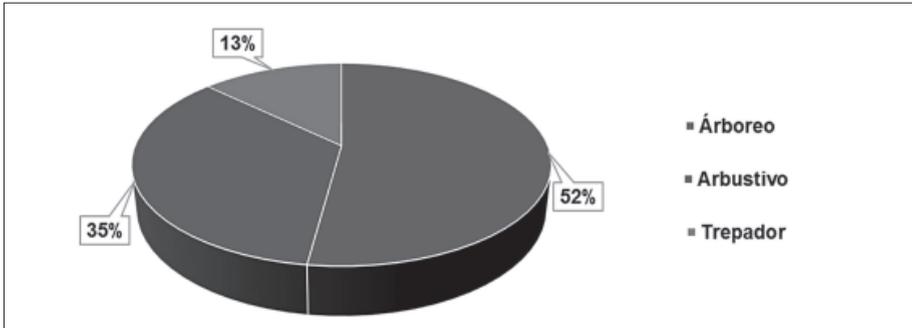


Figura 3. Percentual por classe de hábito de crescimento em 15 ha de floresta de várzea na Área de Proteção Ambiental, Ilha do Combu, Belém (PA).

Quanto aos grupos ecológicos, 57% (13 espécies) são climáticas, 26% (seis espécies) pioneiras, 13% (três espécies) secundárias tardias e 4% (uma espécie) secundária inicial (Figura 4).

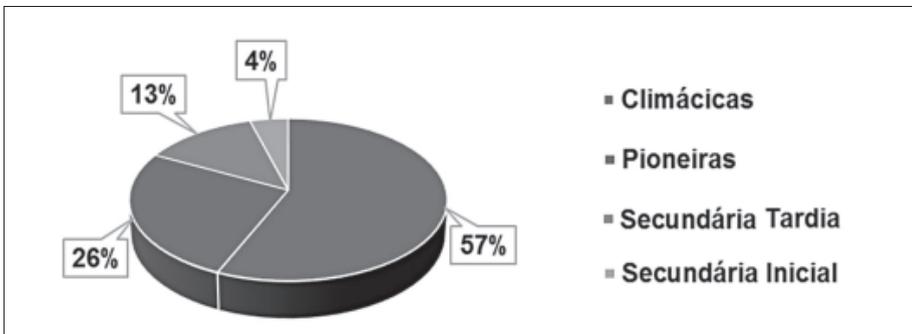


Figura 4. Percentual por grupo ecológico em 15 ha de floresta de várzea na Área de Proteção Ambiental, Ilha do Combu, Belém (PA).

Na Reserva do Utinga foram registrados 12 gêneros e 22 espécies, em 7 ha de floresta de terra firme, totalizando 1.921 indivíduos (Tabela2). O gênero mais representativo foi *Bactris*, com cinco espécies, seguido de *Desmoncus* e *Geonoma* com três e *Astrocaryum* e *Mauritia* com duas espécies cada (Figura 5). As espécies *Astrocaryum gynacanthum* Mart., *Euterpe oleracea* Mart., *Maximiliana maripa* (Aubl.) Drude, *Socratea exorrhiza* (Mart.) H.Wendl. e *Geonoma macrostachy* Mart. foram representativas, com número de indivíduos ≥ 100 (cinco espécies), o que correspondeu a 22,7% do total de espécies.

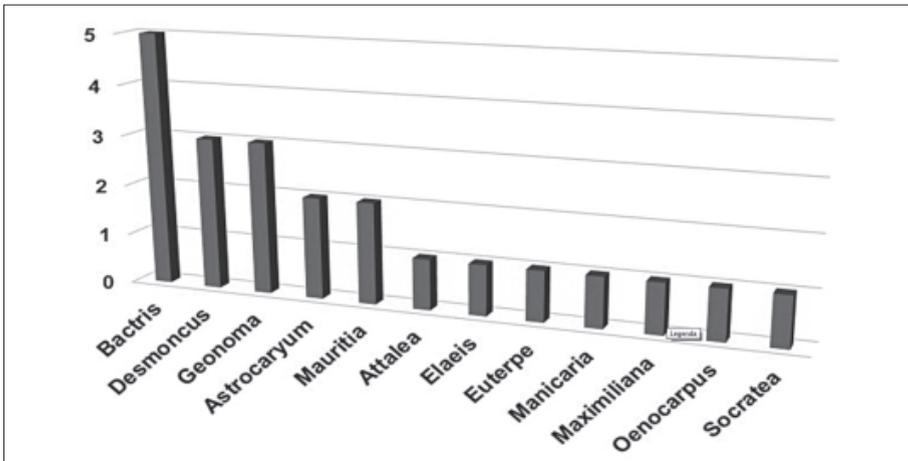


Figura 5. Gêneros e respectivos números de espécies ocorrentes em 7 ha de floresta de terra firme no Parque Estadual do Utinga, Belém (PA).

Na classificação das espécies quanto ao hábito de crescimento (Figura 6), foram registradas 11 espécies de hábito arbustivo, representando 50%, seguido pelo arbóreo com oito espécies (36%) e o trepador com três espécies (14%). Quanto ao status ecológico, foram registradas 20 espécies nativas e duas introduzidas.

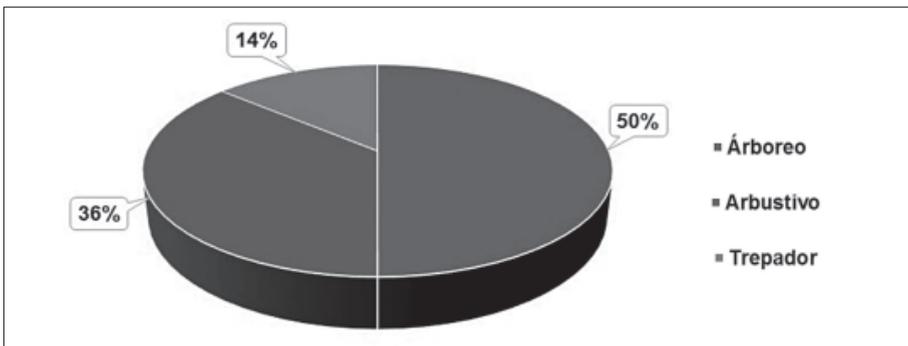


Figura 6. Percentual por classe de hábito de crescimento em 7 ha de floresta de terra firme no Parque do Utinga, Belém (PA).

Na caracterização dos grupos ecológicos, 36% (8 espécies) são climáticas, 32% (sete espécies) secundárias tardias, 27% (seis espécies) pioneiras e 5% (uma espécie) secundária inicial (Figura 7).

Tabela 2. Composição florística e caracterização ecológica das espécies de palmeiras ocorrentes em 7 ha de floresta de terra firme no Parque Estadual do Utinga, Belém, Pará por ordem decrescente de número de indivíduos por espécie. N – número de indivíduos; HC – hábito de crescimento; SE – status ecológico; AMB – ambiente e GE – grupo ecológico.

Nome Popular	Espécie	N	HC	SE	AMB	GE
Mumbaca	<i>Astrocaryum gynacanthum</i> Mart.	631	Arbóreo	Nativa	Terra Firme	CL
Açai	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	535	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	CL
Inaja	<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	171	Arbóreo	Nativa	Terra Firme	CL
Paxiuba	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl.	140	Arbóreo	Nativa	Terra Firme	ST
Ubim miúdo	<i>Geonoma macrostachy</i> Mart.	109	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	PI
Buçu	<i>Manicaria saccifera</i> Gaertn.	64	Arbóreo	Nativa	Terra Firme	SI
Ubim	<i>Geonoma</i> sp	46	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	PI
Murumuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	40	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	CL
Ubim graúdo	<i>Geonoma baculifera</i> (Poit) Kunth	35	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	PI
Bacaba	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	31	Arbóreo	Introduzida	Terra Firme	CL
Urucuri	<i>Attalea huebneri</i> (Burret) Zona	30	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	CL
Marajá	<i>Bactris maraja</i> Mart.	25	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	ST
Bactris	<i>Bactris concinna</i> Mart.	16	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	ST
Marajá grande	<i>Bactris major</i> Jacq.	15	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	ST
Caraná	<i>Mauritia armata</i> (Mart.) Burret	10	Arbóreo	Nativa	Terra Firme	ST
Jacitara fina	<i>Desmoncus mitis</i> Mart.	7	Trepador	Nativa	Terra Firme	PI
Dendê	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	5	Arbóreo	Introduzida	Terra Firme	CL
Jacitara grande	<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.	4	Trepador	Nativa	Terra Firme	PI
Buriti	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	2	Arbóreo	Nativa	Terra Firme	CL
Jacitara grossa	<i>Desmoncus polyacanthus</i> Mart.	2	Trepador	Nativa	Terra Firme	CL
Marajá mirim	<i>Bactris minor</i> Jacq.	2	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	ST
Bactris	<i>Bactris hirta</i> Mart	1	Arbustivo	Nativa	Terra Firme	ST
		1921				

PI - Pioneira; SI - Secundária Inicial; ST - Secundária Tardia; e CL - Climax

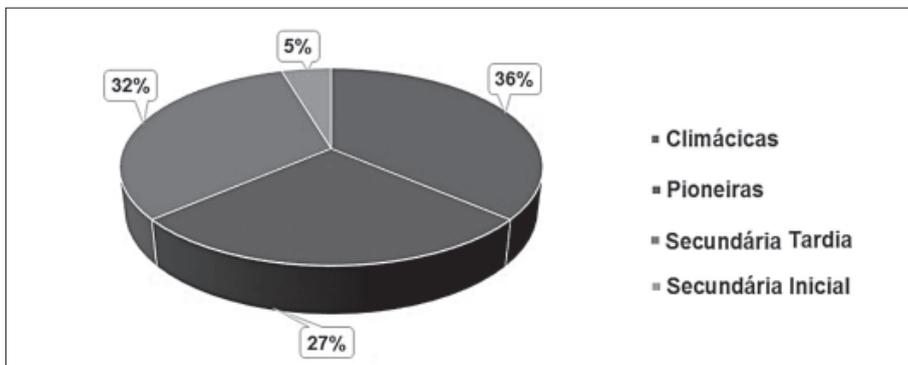


Figura 7. Percentual por grupo ecológico em 7 ha de floresta de terra firme no Parque Estadual do Utinga, Belém (PA).

A diversidade florística determinada pelo Índice de Shannon (H') variou de 1,91 na Ilha do Combu a 2,01 no PEUt, com maior diversidade de palmeiras encontrada na floresta de terra firme do PEUt.

Discussão

Considerando a diversidade de 23 espécies e 14 gêneros registradas na várzea da Ilha do Combu, bem como 22 espécies e 12 gêneros na floresta de terra firme do PEUt, os dados podem ser considerados como representativos com relação a outros trabalhos realizados no estado do Pará como: de Jardim et al. (2007), em 10 hectares de floresta de várzea na área da APA Ilha do Combu, que registraram 18 espécies de palmeiras nativas: 15 arbóreas e três de hábito escandente, totalizando 1.709 indivíduos; de Santos & Jardim (2006), sobre a florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, sendo registrados somente três espécies de palmeiras, em um quantitativo de 912 indivíduos.

Segundo Jardim et al. (2007), as florestas de várzea apresentam expressividade em palmeiras, corroborando com a pesquisa de Gama et al. (2002), na várzea baixa do município de Afuá (PA), que destacaram a família Arecaceae dentre as mais importantes na fitocenose. Para Santos & Jardim (2006), as palmeiras estão adaptadas às condições de várzea, por isso formam densas população sem relação às outras espécies, sendo

dominante nesse ecossistema pelo fato de se adaptarem às condições de solos férteis, diretamente relacionados com a água, comum no estuário amazônico, o que favorece a ampla dominância e elevados índices de valor de importância para a família *Arecaceae* (Jardim, 2000).

Quanto à distribuição de espécies identificadas, observou-se que sete ocorreram somente na área de floresta de várzea, sendo elas: *Astrocaryum tucuma* Mart., *Astrocaryum vulgare* Mart., *Raphia taedigera* (Mart.) Mart., *Geonoma pauciflora* Mart., *Oenocarpus distichus* Mart., *Bactris gasipaes* Kunth e *Cocos nucifera* L., e seis restritas à floresta de terra firme: *Astrocaryum gynacanthum* Mart., *Bactris concinna* Mart., *Bactris hirta* Mart., *Bactris maraja* Mart., *Geonoma* sp e *Mauritia armata* (Mart.) Burret., enquanto que 16 espécies ocorreram nos dois tipos de ecossistemas, demonstrando alto grau de adaptação a diferentes ambientes.

Quando se analisa o cenário de outras pesquisas realizadas no estado do Pará, os dados registrados representam um incremento na riqueza de espécies de palmeiras, haja vista que nos estudos de Rocha & Silva (2005) foram registradas somente nove gêneros e 14 espécies de palmeiras, em um universo de 504 indivíduos amostrados em 1,8 ha de floresta secundária no município de Bragança, nordeste do estado; de Oliveira et al. (2009) com 15 espécies distribuídas em sete gêneros na APA de Algodual, no litoral amazônico; assim como a pesquisa de Salm, Jardim & Albernaz (2011), no Distrito Florestal Sustentável da rodovia BR-163, que registraram 19 espécies: 14 no Parna da Amazônia e 11 na Flona do Tapajós.

É válido ressaltar a inclusão no inventário de cinco espécies introduzidas nas duas áreas de estudo, como: a pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth.), o coqueiro (*Cocos nucifera* L.), a bacabinha (*Oenocarpus distichus* Mart.), o dendê (*Elaeis guineensis* Jacq) e a bacaba (*Oenocarpus bataua* Mart.), com as duas últimas espécies ocorrendo tanto na várzea do Combu como na floresta de terra firme do PEUt. De acordo com Richardson et al. (2000), o processo de introdução biológica se inicia com a entrada (acidental ou intencional) de uma espécie seguida, por sua naturalização quando são transpostas as barreiras impostas pelo novo ambiente, relativas à sobrevivência e reprodução da espécie.

O processo de estabelecimento das espécies introduzidas nas duas áreas provavelmente deve ter sido facilitado pela ausência de inimigos naturais no ambiente, que acaba auxiliando no sentido de promover uma

dispersão eficiente, dando início a uma invasão bem sucedida. Nesse sentido, o registro de espécies invasoras torna-se relevante para a conservação dos ecossistemas, haja vista que as mesmas podem reduzir a aptidão e o crescimento das nativas, além de modificar a estrutura da comunidade vegetal (Vila et al., 2011). Para Daheler (2003) é importante saber se uma espécie invasora tem maior habilidade competitiva em relação às espécies nativas co-ocorrentes.

Dentre as palmeiras, *Euterpe oleracea* Mart. tem alcançado elevados valores de densidade nos estudos realizados em ecossistemas de várzea no estado do Pará (Santos & Jardim, 2006; Jardim et al., 2004; Jardim et al., 2007), estando em consonância com este estudo, que registrou um total de 4.316 indivíduos, correspondendo 53,46% do universo amostrado. No levantamento da diversidade e estrutura de palmeiras na APA Ilha do Combu, por Jardim et al. (2007), a espécie destacou-se em todos os parâmetros analisados, com 56,49% de abundância, 32,78% de dominância, 98,30% no índice de valor de importância e 82,27% no índice de valor de cobertura da área. De acordo Almeida et al. (2004), *Euterpe oleracea* Mart. é definida como uma das oligoespécies relatadas para as florestas de várzea do estuário amazônico, por apresentar alta densidade de indivíduos por unidade de área.

Para Jardim et al. (2007), as florestas de várzea na região estuarina do estado do Pará são dominadas por palmeiras, destacando-se o açai (*Euterpe oleracea* Mart.) e o murumuru (*Astrocaryum murumuru* Mart.) na APA Ilha do Combu. Afirmação corroborada por outros estudos realizados para ecossistemas de várzea no estado, como as pesquisas de Jardim et al. (2004) no município de Breves (PA), que mostraram *Euterpe oleracea* Mart. juntamente com *Mauritia flexuosa* L. f. com elevados valores de frequência; de Santos (2004), que encontrou alta frequência para *Euterpe oleracea* Mart. e *Attalea maripa* nas várzeas do município de Santa Bárbara do Pará, estando de acordo com Santos e Jardim (2006), que registram uma densidade de 857 indivíduos de *Euterpe oleracea* na várzea do mesmo município.

A dominância da espécie nos estudos realizados no estado se justifica em decorrência do seu centro de dispersão, haja vista que o açazeiro (*Euterpe oleracea* Mart.) é uma espécie nativa da Amazônia brasileira, sendo o estado do Pará o principal centro de dispersão natural dessa palmeira, podendo ser encontradas populações espontâneas em outros

estados (Embrapa, 2004). De acordo com Ferreira et al. (2011), a densidade de algumas espécies tende a ser semelhante em locais próximos aos seus centros de dispersão, e sua densidade vai diminuindo à medida que aumenta a distância geográfica das áreas fonte.

Na floresta de terra firme, as espécies *Bactris hirta* Mart., *Bactris minor* Jacq., *Desmoncus polyacanthus* Mart., *Mautitia flexuosa* L.f., *Desmoncus orthacanthus* Mart., *Elaeis guineensis* Jacq. e *Desmoncus mitis* Mart. ocorreram em baixa densidade, com $n < 10$. De acordo com Shafer (1981), espécies que naturalmente ocorrem em baixa densidade podem sofrer considerável redução do tamanho populacional em fragmentos florestais isolados, tornando-se mais vulneráveis à extinção local, devido a eventos estocásticos demográficos, catastróficos e genéticos.

As palmeiras estão entre as famílias botânicas mais susceptíveis a alterações em sua estrutura, por ser uma das mais importantes famílias da região amazônica, em razão de sua ampla distribuição e abundância nos mais diversos ecossistemas e, principalmente, devido à sua diversidade de usos (Ferreira, 2005). A redução de sua densidade e perda de espécies nos fragmentos florestais, pode desencadear mudanças imprevisíveis na estrutura da floresta e na cadeia alimentar da fauna nativa local, diminuindo, conseqüentemente, o valor biológico dessas reservas (Scariot, 1998).

A maior representatividade de *Euterpe oleracea* Mart. nas duas áreas também se deve à sua importância na economia da população local, que, segundo Homma et al. (2006), tem levado à expansão das áreas de manejo de açazeiro, principalmente nas várzeas amazônicas, assim como tem despertado grande interesse no seu plantio em áreas de terra firme, devido ao crescimento na demanda do fruto de açaí, sendo considerada por Gama, Boletlho & Bentes-Gama (2002) como uma das espécies de maior demanda econômica no estuário amazônico.

Considerando o arranjo das espécies nos dois estratos do ecossistema de várzea da APA do Combu, pode-se dizer que a composição florística é distinta entre os dois gradientes de inundação. Embora seis espécies tenham ocorrido simultaneamente nos dois ambientes de várzea, o gênero *Desmoncus* mostrou plasticidade ambiental aos diferentes ambientes, com três espécies.

No trabalho de Jardim et al. (2007), o maior número de espécies ocorreu no estrato de várzea baixa, sendo justificado, segundo os autores, pela

maior adaptação das palmeiras às condições favoráveis do solo fértil e do teor de umidade da várzea baixa, com dominância em relação a outras espécies. Todavia, como já relatado nesta pesquisa, a maior riqueza de espécies foi registrada na várzea alta, apresentando uma nítida separação da composição florística entre os dois tipos de ambientes, o que pode estar associada à capacidade de ocupação diferencial de nicho, como postula o Modelo de Nicho para distribuição das espécies na Amazônia (Condit et al., 2006). Esta variação na composição de espécies provavelmente é consequência da tolerância aos níveis de inundação e outros fatores característicos de cada ambiente.

De acordo com Keddy (1992), as comunidades de plantas que colonizam as vegetações submetidas a inundações sazonais na Amazônia são estruturadas por filtros ambientais ou processos de competição, que selecionam as espécies que irão ocorrer em um determinado local. Neste contexto, a ocorrência de um maior número de espécies na várzea alta, registrada neste estudo, está de acordo com outros estudos florísticos já realizados na região, estando em sintonia com Wittmann et al. (2006), que relataram um aumento do número de espécies de plantas com a diminuição da inundação, seguindo um padrão nas florestas de várzea da Amazônia.

As características ambientais das várzeas permitem o aparecimento e estabelecimento de espécies plenamente adaptadas (Carim, Jardim e Medeiros, 2008). Desse modo, embora a várzea alta seja um ambiente variável, com características oscilantes, provavelmente existem fatores favoráveis à dominância das palmeiras neste ambiente, como a condição nutricional dos solos e o déficit hídrico, enquanto nas florestas de várzea baixa a maior quantidade de nutrientes no solo, maior disponibilidade de luz e maior nível de perturbação natural podem ser os fatores que explicam a menor diversidade de espécies e somente espécies tolerantes podem colonizar esse tipo de ambiente.

Em relação ao hábito de crescimento, a maior representatividade para as espécies arbustivas (52,2%) na APA Ilha do Combu e (50 %) no PEUt, indicam, portanto, a dominância de espécies em touceiras, por concentraram um maior número de indivíduos. Entretanto, para Kahn & Granville (1995), em florestas inundáveis, as palmeiras arborescentes são maioria, sendo plantas altamente produtivas e dominantes em alguns ambientes, desempenhando importante papel como fonte de

matéria orgânica, devido à persistência e fibrosidade das bainhas e à presença de folhas mortas sobre o tronco.

De acordo com Jardim et al. (2007), o processo de formação de touceiras é comum em espécies típicas de áreas inundáveis, ocorrendo em várias espécies de palmeiras, que se propagam principalmente através da reprodução vegetativa, sendo uma estratégia adaptativa das espécies através de rebrotações caulinares e/ou radiculares. Para Tonhasca (2005), essas palmeiras de porte arbustivo formam touceiras que crescem no sub-bosque das florestas, reduzindo sensivelmente a sobrevivência de plântulas de outras espécies, provavelmente devido ao sombreamento excessivo.

Na caracterização das espécies em classes de grupos ecológicos, a distribuição na floresta de várzea da Ilha do Combu sugere que a área se encontra em estágio avançado de sucessão ecológica, haja vista que 57% são climácicas, características de comunidades estáveis, mostrando uma estabilidade estrutural da comunidade.

Ressalta-se no estudo a importância das espécies pioneiras, que totalizaram 26% na Ilha do Combu e 27% no PEUt, sendo a base no processo de regeneração da floresta. De acordo com Kageyama & Viana (1991), as espécies pioneiras caracterizam-se por necessitar de clareira para a germinação de seus propágulos, pois suas plântulas não sobrevivem fora desta condição.

Na floresta de terra firme do PEUt, pode-se constatar um maior índice de diversidade de palmeiras. Estudos sobre a composição e estrutura florística têm demonstrado que a riqueza em espécies é relativamente baixa em florestas de várzea, quando comparada à floresta de terra firme (Jardim; Vieira, 2001).

Conclusão

A diversidade genérica e específica registrada nas áreas de estudo é considerável, com um número de 23 espécies para a várzea da APA do Combu e 22 espécies para a floresta de terra firme do PEUt, representando um incremento na riqueza de palmeiras, provavelmente devido às condições ambientais de conservação das UCs. A variação na composição de espécies nos dois ambientes de floresta de várzea e na floresta de

terra firme possivelmente está associada à diferenciação de nichos ecológicos. A expressividade de *Euterpe oleracea* Mart. pode ser justificada em razão do estado do Pará ser o seu centro de dispersão, da capacidade reprodutiva sexuada e assexuada, e da ausência de dormência na semente.

A maior representatividade de espécies climácicas sugere que a floresta de várzea da APA Ilha Combu encontra-se em estágio avançado de sucessão ecológica, características de comunidades estáveis. Entretanto, ressalta-se no estudo a importância das espécies pioneiras, que totalizaram 26% na Ilha do Combu e 27% no PEUt, sendo a base no processo de regeneração da floresta. O índice de diversidade florística evidenciou maior diversidade de palmeiras na floresta de terra firme, provavelmente devido às características ambientais do PEUt.

Referências

- Almeida, S. S.; Amaral, D. D.; Silva, A. S. 2004. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta Amazonica**, 34(4): 513-524.
- Alves, S. L. et al. 2005. Sucessão florestal e grupos ecológicos em Floresta Atlântica de encosta, Ilha Grande, Angra dos Reis / RJ. **Revista Universidade Rural, Série Ciências da Vida**, 25(1): 26-32.
- APG III-The Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 141: 399-436.
- Carim, M. J. V.; Jardim, M. A. G.; Medeiros, T. D. S. 2008. Composição florística e estrutura de floresta de várzea no município de Mazagão, estado do Amapá, Brasil. **Scientia Forestalis**, 36(79): 191-201.
- Condit, R.; Bunyavejchewin, S.; Dattaraja, H.S.; Davies, S. 2006. The importance of demographic niches to tree diversity. **Science**, 313: 98-101
- Daehler, C. C. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and a invasive plants: implications for consevation and restoration. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 34: 183-211.
- EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2004. **Sistema de produção do Açaí**. 2004. Disponível em: http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Acai/SistemaProducaoAcai_2ed/index.htm. Acesso em: 10/03/2014.
- Ferreira, E. J. L. 2005. **Manual to the palms of Acre, Brazil**. Disponível em: http://www.nybg.org/bsci/acre/www1/manual_palmeiras.html. Acesso: 10/01/2015.
- Ferreira, L. V. et al. 2011. Similaridade de espécies arbóreas em função da distância em uma floresta ombrófila na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Pará. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, 6(3): 295-306.

- Gama, J. R. V.; Botelho, S.A.; Bentes-Gama, M. M. 2002. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, 26(5): 559-566.
- Gandolfi, S.; Leitão Filho, H.; Bezerra, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos-SP. **Revista Brasileira de Botânica**, 17(1): 67-85.
- Hamp, R. S. 1991. **A study of the factors effecting the productivity of açai palm (*Euterpe oleracea* Mart.) on Combu Island, near Belém, Northern Brazil**. 30p. Dissertation (Master of Science) – Birkbeck College, University of London, London.
- Homma, A. K. O. et al. 2006. Novos desafios e tendências. Amazônia: **Ciência & Desenvolvimento**, 1(2): 7-23.
- Jardim, M. A. G. 2000. **Morfologia e Ecologia do açazeiro (*Euperpe oleracea* Mart.) e das etnovariedades branco e espada em ambiente de várzea do estuário amazônico**. 119p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará, Belém.
- Jardim, M. A. G.; Vieira, I. C. G. 2001. Composição florística e estrutura de uma floresta de várzea do estuário amazônico, Ilha do Combu, Estado do Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Botânica**, 17(2): 333-354.
- Jardim, M. A. G. et al. 2004. Análise florística e estrutural para avaliação da fragmentação nas florestas de várzea do estuário amazônico. In: Jardim, M. A. G.; Mourão, L.; Grossmann, M. (Org.). **Açaí: possibilidades e limites para o desenvolvimento sustentável no estuário amazônico**. Belém: MPEG, p. 101-121.
- Jardim, M. A. G. et al. 2007. Diversidade e estrutura de palmeiras em floresta de várzea do estuário amazônico. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, 2(4): 7-24.
- Kageyama, P. Y.; Viana, V. M. 1991. Tecnologia de sementes e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais. In: **Anais do II Simpósio Brasileiro sobre Tecnologia de Sementes Florestais**. São Paulo: Instituto Florestal, 319p (Série Documentos).
- Kahn, F.; Granville, J. J. 1995. Palms in forest ecosystems of Amazonia. **Ecological Studies**, Berlin, 226 p.
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules-2 goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, 3: 157-164.
- Lau, A.V.; Jardim, M. A. G. 2013. Florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta de várzea na Área de Proteção Ambiental, Ilha do Combu, Belém, Pará. **Biota Amazônia**, 3(2): 88-93.
- Leray, E. B. 2010. **Impactos socioambientais: um estudo sobre a preservação ambiental do Parque Estadual Utinga-Belém/PA**. 99f. Monografia (Especialização) – Faculdade Ipiranga, Belém.
- Lorenzi, H.; Souza, H. M.; Medeiros-costa, J. T.; Cerqueira, L. S. C. & Ferreira, E. 2004. **Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas**. Nova Odessa: Plantarum. 432p.
- Lorenzi, H. et al. 2010. **Flora brasileira - Arecaceae (Palmeiras)**. Nova Odessa: Plantarum, 384p.

- Magurran, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 192p.
- Miranda, I. P. A. et al. 2001. **Frutos de palmeiras da Amazônia**. Manaus: Ministério de Ciência e Tecnologia, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, 120p.
- Mittermeier, R. A. et al. 2005. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, 1(1): 14-22.
- Oliveira, J. A.; Rocha, A. E. S.; Bastos, M. N. C. 2009. A família Arecaceae Bercht. J. Presl. In: Jardim, M. A. G.(Org.). **Diversidade biológica das áreas de proteção ambiental: Ilhas do Combu e Igodoal-Maiandeuá, Pará, Brasil**. Belém: MPEG, p.245-267.
- Richardson, M. D. et al. 2000. Naturalization and invasion of alien plants concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, 6: 63-107.
- Rocha, A. E. S.; Silva, M. F. F. 2005. Aspectos fitossociológicos, florísticos e etnobotânicos das palmeiras (Arecaceae) de floresta secundária no município de Bragança, PA, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 19(3): 657-667.
- Salm, R.; Jardim, M. A. G.; Albernaz, A.L.K.M. 2011. Abundância e diversidade de palmeiras no Distrito Florestal Sustentável da rodovia BR-163, Pará, Brasil. **Biota Neotropica**, 11(3): 2-7.
- Sampaio, L.S. 1988. **Respostas de plantas jovens de açaí à adubação fosfatada e a inundação e solos de várzea**. 150f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- Santos, G. C. 2004. **Análise florística e estrutural do estrato arbóreo em floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil**. 71p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Amazônia, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.
- Santos, G. C.; Jardim, M. A. G. 2006. Florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, 36(4): 437-446.
- SEMA-Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Pará. 2009. **Termo de referência para contratação de consultoria para elaboração do programa de uso público do parque estadual do Utinga e assessoria à sua implementação**. Belém-PA: [s.n], 10p. Disponível em: <<http://www.sema.pa.gov.br/download/>>. Acesso em: 12/03/2014.
- Scariot, A. 1998. Consequences of forest fragmentation on palm communities in Central Amazonia. **SérieTécnica IPEF**, 12: 71-86.
- Shafer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. **Bioscience**, 31: 131-134.
- Silva, C. A. R.; Sampaio, L. S. 1998. Speciation of phosphorus in a tidal floodplain Forest in the Amazon estuary. **Mangrove and Salt Marshes**, 2: 51-57.
- Silva, M. O. 2005. Programa Brasileiro de Unidades de Conservação. **Megadiversidade**, 1(1): 22-26.
- Sodré, S. S. V. 2007. **Hidroquímica dos Lagos Bolonha e Água Preta, mananciais de Belém-PA**. 81p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Belém.

- Tonhasca Jr., A. 2005. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. [s.l.]: Interciência.
- Vilá, M. et al. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, 14 (7): 702-708.
- Wittmann, F. et al. 2006. tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, 33: 1334-1347.

Morfologia e morfometria de lagos e sua influência nas macrófitas aquáticas em Roraima, Brasil

Maria das Neves Magalhães Pinheiro

RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar a influência da morfologia e morfometria dos lagos nas comunidades de macrófitas aquáticas, em Roraima, Brasil. O estudo foi realizado em lagos localizados nos municípios de Boa Vista e Alto Alegre, e classificados quanto à morfologia em circulares, subcirculares e sub-retangulares; e para a morfometria foi calculado o perímetro e a profundidade máxima (Zmax). As medidas de área (A) e comprimento máximo (L) foram adquiridas nas imagens do satélite LANDSAT-8, sensor OLI, órbita/ponto 232/58, na composição B6 (R), B5 (G) e B4 (B), com resolução espacial 30 x 30 m e calculadas através do Arc. Giz 10.1. As espécies de macrófitas foram coletadas, identificadas e incorporadas ao Herbário do Museu Integrado de Roraima (MIRR). Foi aplicada análise de regressão linear para verificar a correlação entre a riqueza de espécies e a estrutura dos lagos. A correlação linear mostrou que a riqueza de espécies esteve diretamente relacionada ao perímetro dos lagos, associada à forma circular, mas com baixa similaridade entre si. Onagraceae e Cyperaceae ocuparam maior espaço geográfico em baixa lâmina d'água, favorecido pelo tipo de sistema radicular.

Introdução

Lagos são depressões naturais do solo produzidas por diversas causas e por águas confinadas depois de cheias, cuja forma, profundidade e extensão são variadas (Guerra, 1993). Na América do Sul Tropical, incluindo a Amazônia e Roraima, os lagos desenvolveram-se progressivamente após o último máximo glacial (18.000 anos A.P.) devido à predominância de um clima mais úmido (Simões Filho et al., 1997).

A maioria dos lagos possui curta durabilidade por estarem expostos ao antropofismo, metabolismo e morfodinamismo, que contribuem para a sua curta escala geológica (Esteves, 1998). Esses fenômenos tornam os lagos vulneráveis e, por isso, são geralmente de pequena extensão e profundidade (Sperling, 1999). O conhecimento dos parâmetros

morfométricos assegura o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, influencia na produtividade e na composição química da água dos lagos e, conseqüentemente, no controle e gestão das macrófitas aquáticas (Brighenti et al., 2011).

O nível que um lago alcança em relação às características morfométricas depende dos fatores edáficos e das características naturais da área de drenagem (Zacharias et al., 2002). O calor, o tempo de retenção da água e os padrões de circulação dos lagos podem ser definidos pela morfometria e possivelmente pela estabilidade física dos lagos (Bezerra-Neto & Pinto-Coelho, 2002).

A morfologia de um ambiente aquático afeta o transporte, a acumulação de sedimentos e nutrientes, a produtividade biológica e o consumo do oxigênio. Em condições naturais são pequenos e de acordo com a área e a profundidade, e raramente atingem mais de 20 m (Esteves & Caliman, 2011). Estes sistemas rasos são considerados de elevada produtividade biológica, cujas flutuações, associadas aos pulsos de inundação, secagem e mudança de nível de água, provocam variação na morfometria (Moreno, Vélez & Ramírez, 2011).

Essa variação implica no rearranjo dos organismos aquáticos, em consequência das alterações na capacidade de diluição, na troca de materiais e no isolamento hidráulico (Moreno, Vélez & Ramírez, 2011). Durante o período de aumento do nível da água pode ocorrer mudança na estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas, que vai favorecer algumas espécies e suprimir outras.

As macrófitas são dominantes nos lagos tropicais, cuja dinâmica populacional das espécies é influenciada pela morfometria e morfologia. Têm papel importante nos processos físicos e químicos do ecossistema aquático (Narumalani et al., 1997), por isso torna-se necessário o conhecimento da área de ocupação e os fatores ambientais responsáveis pela expansão ou retração destas comunidades ao longo do tempo. Podem ser encontradas nas margens de rios e reservatórios ou dentro dos mais diversos ambientes aquáticos, com diferentes mecanismos de adaptação para sobrevivência e desenvolvimento (Domingos et al., 2005; Bento, Marotta & Enrich-Prast, 2007).

As áreas úmidas são ambientes com alta riqueza de espécies no que se refere à flora e constituem áreas extremamente produtivas, em interface

com os sistemas terrestres e aquáticos, e em condições ambientais diversificadas. Dessa forma, é necessário que as macrófitas aquáticas sejam estudadas quantitativamente nessas áreas, por estarem entre os ambientes que sofrem maior pressão antrópica (Lehn et al., 2011).

Na região centro-leste do estado de Roraima, os lagos situam-se em depressões da Formação Boa Vista, com diversidade e abundância de macrófitas aquáticas nas margens e constituídos por feições circulares a ovaladas (Simões Filho et al., 1997), sendo atualmente classificados em goticular, circular, elipsoidal e geminado (Meneses, Costa & Costa, 2007) e formados a partir de eventos geomorfológicos, por este motivo são agrupados em distritos, podendo ocorrer vários tipos de formas. A morfometria é importante nos estudos do meio físico e biótico de sistemas lacustres, pois algumas variáveis estruturais como a área, a longitude máxima, a largura, o perímetro e a profundidade podem ser relacionadas com outros aspectos do relevo. A estrutura dos lagos pode ser um fator determinante na presença ou ausência de comunidades de macrófitas aquáticas.

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a influência da morfologia e da morfometria dos lagos na região nordeste de Roraima, Brasil, para fins de gestão ambiental e conservação das comunidades de macrófitas aquáticas.

Metodologia

O estudo foi realizado em duas áreas identificadas como Área A e Área B, na região nordeste do estado de Roraima, mais precisamente no Pediplano Rio Branco-Rio Negro. A área A no município de Boa Vista está sob as coordenadas geográficas 3° 22' e 3° 4' N e 60° 40' e 61° 8' W, com os lagos A1, A2 e A3 (Figura 1). A área B, no município de Alto Alegre, nas coordenadas geográficas 2° 45' e 2° 55' N e 60° 55' e 61° 16" W, com lagos B1, B2 e B3 (Figura 2).

Estas áreas foram selecionadas pela intensidade de lagos e por serem distintas em embasamento geológico, características pedológicas, hidrográficas e pela menor dificuldade de acesso. A região é composta pelo substrato geológico cuja unidade litológica é denominada de Grupo Cauarane, composta por xistos, anfíbolitos, metacherts, rochas

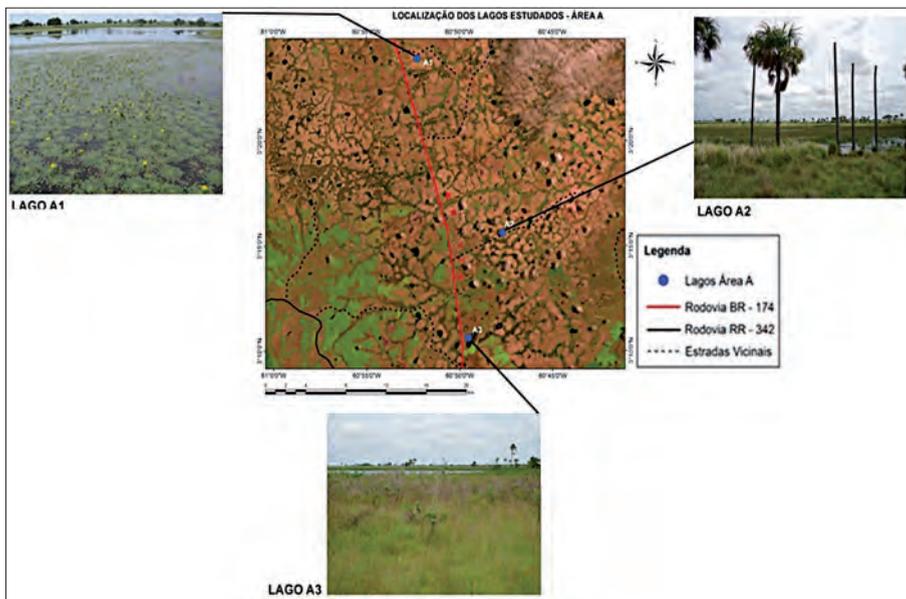


Figura 1. Área A, no município de Boa Vista, estado de Roraima. Imagens do LANDSAT-8, sensor OLI, órbita/ponto 232/58.

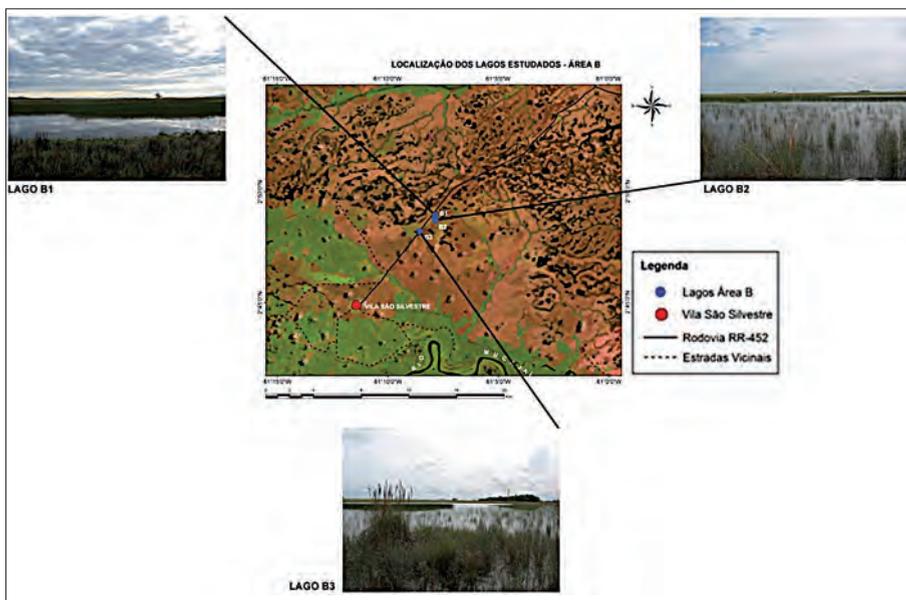


Figura 2. Área B, no município de Alto Alegre, estado de Roraima. Imagens do LANDSAT-8, sensor OLI, órbita/ponto 232/58.

calciosilicáticas, paragnaisse, entre outras litologias, no restante, sedimentos da Formação Boa Vista. Os solos dominantes são Argissolos e Latossolos, mas também ocorrem Plintossolos, Gleissolos e Neossolos Quartzarênicos. Na área B, os solos dominantes desenvolvidos sobre os materiais geológicos também são Argissolos, Latossolos e Plintossolos (Melo, Vale Júnior & Schaefer, 2005).

Quanto a morfologia, os lagos foram classificados em circulares ($1 \geq ID \leq 1,25$); subcirculares ($1,25 \geq ID \leq 1,5$), subretangulares ($1,5 \geq ID \leq 2,51$), tectônicos, glaciais e dendríticos com $ID > 3$, de acordo com a classificação de Jurado (1992). O Índice de desenvolvimento da margem (ID) foi definido como: $ID = P/2 \sqrt{\pi A}$. No período chuvoso (julho de 2012 e 2013) e no período seco (dezembro de 2012, março e dezembro de 2013) foram mensurados o Perímetro (P) e a profundidade máxima (Zmax) dos lagos da área A e B. Na medição dos perímetros foi utilizada uma trena de 50 m e tornos para marcação dos pontos a cada 50 m; e a profundidade máxima com auxílio de um barco, um pequeno bote e uma corda graduada com peso na ponta.

As medidas de Área (A) e o comprimento máximo (L) foram obtidas nas imagens do satélite LANDSAT-8, sensor OLI, órbita/ponto 232/58, na composição B6 (R), B5 (G) e B4 (B), com resolução espacial 30x30 m, adquiridas em abril e setembro de 2013, pelo fato de apresentarem menor nebulosidade. Em seguida, através do ArcGIS 10.1, foi calculada a área pela seleção dos polígonos que representam cada lago da planície, e o comprimento por linhas ininterruptas que conectam os pontos mais longínquos da borda do lago. Os mapas foram confeccionados com auxílio do aplicativo ArcGIS, versão 10.1.

Concomitantemente foram realizadas as coletas de macrófitas e os espécimes fotografados, coletados e depositados em sacos plásticos para o transporte até o laboratório da Universidade Estadual de Roraima. O material botânico foi prensado e secado, em seguida incorporado ao Herbário do Museu Integrado de Roraima (MIR). Um exemplar de cada espécime foi encaminhado à Coordenação de Botânica do Museu Paraense Emílio Goeldi para identificação ao nível de família e espécie, por meio de comparação com material herborizado e com auxílio de literatura especializada. Para atualização das famílias foi utilizado o sistema de classificação do APG III (2009) para as angiospermas. Foi

também calculado o índice de similaridade de Sorensen (S) entre os lagos. Foi testada a correlação entre a riqueza de espécies e o perímetro e a profundidade dos lagos, com regressão linear utilizando o Programa Bioestat 5.0 (Ayres et al., 2007).

Resultados e Discussão

Na área A, o ID dos lagos variou de 1,13 a 1,43 e em duas formas Subcirculares e uma Circular. A forma subcircular registrou o maior número de espécies. O perímetro no período chuvoso variou de 1.624m a 5.750m, enquanto no período seco de 1.057 m a 4.590 m. A profundidade máxima variou de 3,07 m a 3,25 m no período chuvoso e de 1,20 m a 2,70 m no período seco.

A riqueza de espécies variou de doze espécies (lago A3), sete espécies (lago A2) e cinco espécies (lago A1). *Psychotria mapouroides* DC. ocorreu simultaneamente nos três lagos e *Montrichardia linifera* Arruda Schott e *Ludwigia octovalvis* (Jacq.) P.H. Raven em dois (lagos A2 e A3). Quatro espécies ocorreram somente nos lagos A1 e A2 e nove espécies somente no lago A3 (Tabela 1). O índice de similaridade florística dos lagos A1 e A2 foi de 0,17 e A1 e A3 de 0,12 e A2 e A3 foi de 0,31 configurando baixa similaridade entre si.

Na área B, o ID dos lagos variou de 1,06 a 2,13 e em duas formas Subretangulares e uma Circular. A forma circular registrou o maior número de espécies. O perímetro no período chuvoso variou de 1.006 m a 2.304 m, enquanto no período seco de 874 m a 1.387 m. A profundidade máxima variou de 1,77 m a 2,26 m no período chuvoso e de 80 cm a 1,69 m no período seco. A riqueza de espécies variou de cinco espécies (lago B2), quatro espécies (lago B1) e três espécies (lago B3). *Bittneria genistella* Triana & Planch ocorreu simultaneamente nos três lagos, seguida de *Oxycaryum cubense* (Poepp. & Kunth) e *Psychotria mapouroides* DC. em apenas dois lagos, enquanto uma espécie ocorreu somente no lago B1, três espécies no lago B2 e uma espécie no lago B3 (Tabela 1). O índice de similaridade florística dos lagos B1 e B2 foi de 0,44 e B1 e B3 de 0,57 e B2 e B3 foi de 0,25, configurando baixa similaridade.

Tabela 1. Estrutura morfológica e morfológica dos lagos das áreas A e B e suas relações com as comunidades de macrofitas aquáticas nos municípios de Boa Vista (Área A) e Alto Alegre (Área B), Roraima, Brasil durante o período chuvoso e seco. Pch = perímetro no período chuvoso; Psc = perímetro no período seco; Pm-ch = profundidade máxima no período chuvoso e Pm-sc = profundidade máxima no período seco. Espécies por ordem alfabética de famílias.

Lago ID	Forma	Pch (m)	Psc (m)	Pm-ch (m)	Pm-sc (m)	Família	Espécie
A1	1,13 Circular	1.624	1.057	3,07	1,21	Amaranthaceae Cyperaceae Onagraceae Onagraceae Rubiaceae	<i>Blutaparon portulacoides</i> (A. St.-Hill.) Mears <i>Cyperus gardneri</i> Ness <i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) H.Hara. <i>Ludwigia sedoides</i> (Bonpl.) H.Hara. <i>Psychotria mapourioides</i> DC.
A2	1,43 Subcircular	3.346	1.986	2,20	1,20	Araceae Cyperaceae Cyperaceae Cyperaceae Marantaceae Onagraceae Rubiaceae	<i>Montrichardia linifera</i> (Arruda) Schott <i>Cyperus digitatus</i> Roxb. <i>Eleocharis elegans</i> (Kunth) Roem. e Schult. <i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Lye <i>Thalia geniculata</i> L. <i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven <i>Psychotria mapourioides</i> DC.
A3	1,36 Subcircular	5.750	4.590	3,25	2,70	Acanthaceae Araceae Cabombaceae Cabombaceae Scrophulariaceae Melastomataceae Menyanthaceae Nymphaeaceae Onagraceae	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson <i>Montrichardia linifera</i> (Arruda) Schott. <i>Cabomba furcata</i> Schult. & Schult. f <i>Ceratophyllum submersum</i> L. <i>Bacopa lanigera</i> (Cham. & Schldt) Wettst. <i>Rhynchanthera serrulata</i> (Rich.) DC. <i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze <i>Nymphaea caerulea</i> Savigny <i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven

Tabela 1 (cont.). Estrutura morfológica e morfométrica dos lagos das áreas A e B e suas relações com as comunidades de macrófitas aquáticas nos municípios de Boa Vista (Área A) e Alto Alegre (Área B), Roraima, Brasil durante o período chuvoso e seco. Pch = perímetro no período chuvoso; Psc = perímetro no período seco; Pm-ch = profundidade máxima no período chuvoso e Pm-sc = profundidade máxima no período seco. Espécies por ordem alfabética de famílias.

Lago ID	Forma	Pch (m)	Psc (m)	Pm-ch (m)	Pm-sc (m)	Família	Espécie
B1	1,61 Subretangular	2.304	1052	1,80	80 cm	Onagraceae	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H.Hara
						Rubiaceae	<i>Psychotria mapouroides</i> DC.
						Xyridaceae	<i>Xyris communis</i> Kunth
						Cyperaceae	<i>Cyperus gardneri</i> Ness
						Cyperaceae	<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Lye
B2	1,06 Circular	1.006	874	1,77	93 cm	Rubiaceae	<i>Psychotria mapouroides</i> DC.
						Malvaceae	<i>Byttneria genistella</i> Triana & Planch
						Cyperaceae	<i>Cyperus odoratus</i> L.
						Cyperaceae	<i>Eleocharis elegans</i> (Kunth) Roem. e Schult.
						Rubiaceae	<i>Psychotria mapouroides</i> DC.
B3	2,13 Subretangular	1.519	1.387	2,26	1,69	Malvaceae	<i>Byttneria genistella</i> Triana & Planch
						Malvaceae	<i>Mayaca fluviatilis</i> Aubl.
						Malvaceae	<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Lye

A regressão linear mostrou a existência do coeficiente de correlação $R^2 = 0,93$, demonstrando associação positiva entre o número de espécies e o perímetro para três lagos (Figura 3). Para a profundidade, o coeficiente de correlação foi de $R^2 = 0,83$ para apenas um lago (Figura 4).

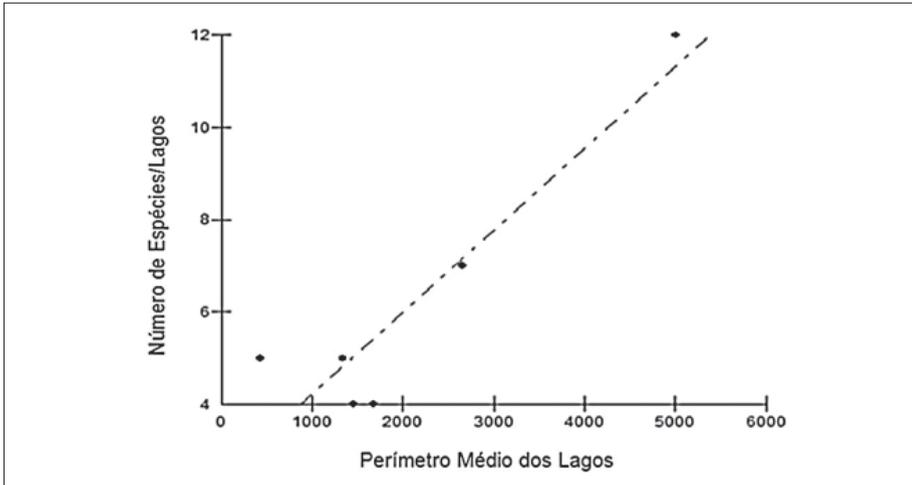


Figura 3. Regressão linear entre o número de espécies e o perímetro médio (m) dos lagos em Roraima (RR), Brasil.

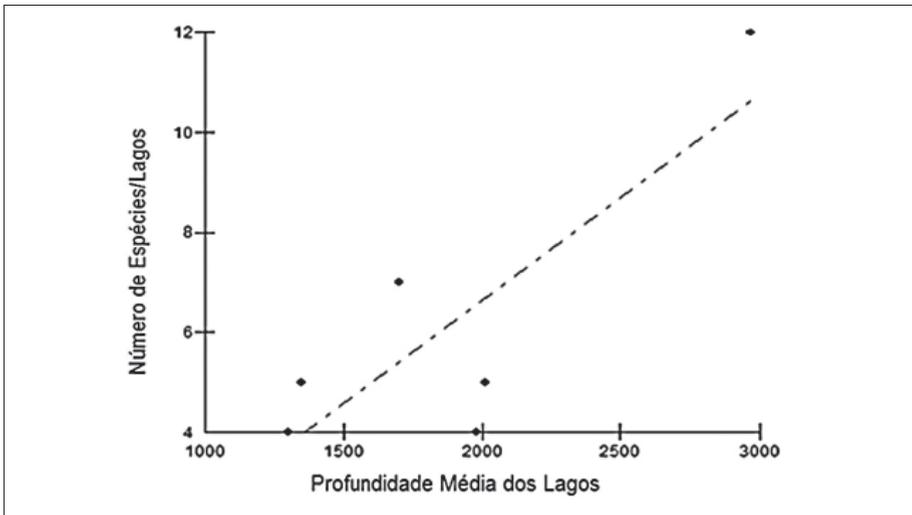


Figura 4. Regressão linear entre o número de espécies e a profundidade média dos lagos em Roraima (RR), Brasil.

A morfologia apresentada pelos lagos foi circular, subcircular e subretangular, divergentes dos lagos situados na paisagem plana da Formação Boa Vista, que são quase circulares, em forma de pera, elípticos ou retangulares, mas todos com as margens arredondadas, pequenos e rasos, goticular, circular, elipsoidal, geminado (Meneses, Costa & Costa, 2007).

Na sua grande maioria apresentam feições circulares a ovaladas, isoladas e parcialmente drenadas, e em vários locais a coalescência de alguns lagos que formam igarapés através da implantação de sistemas de veredas (Simões Filho et al., 1997). A forma arredondada ocorre quando estão isolados e a forma alongada quando relacionados à drenagem. No estudo de Souza & Nunes (2011) em quatro lagoas perenes foi constatada a forma elíptica e alongada, divergente dos lagos do Vão do Paraná, que apresentaram as formas circular, subcircular e dendríticos (Carvalho & Zucchi, 2009).

A profundidade dos lagos variou de 1,77 m a 3,07 m no período chuvoso e 80 cm a 2,70 m no período seco, valores próximos aos 16 lagos nos arredores de Boa Vista-RR, com média de profundidade em torno de 2 m (Meneses, Costa & Costa, 2007); aos lagos do Vão do Paraná, em Goiás, com 2,2 m de profundidade máxima (Carvalho & Zucchi, 2009); da lagoa de Jacarepiá, Saquarema-RJ, com máxima de 2 m (Barros, 2009) e do lago do Coqueiro, no Pantanal do Mato Grosso, com média de 1,5 m de profundidade (Loverde-Oliveira et al., 2007).

A colonização de macrófitas aquáticas varia de acordo com a profundidade da lâmina da água nos mananciais (Araújo, 2012). A composição das espécies é influenciada pelo tamanho da borda e pela profundidade do lagos, porém, na ausência de um desses fatores a composição torna-se rara (Matias, Amado e Nunes, 2003), e revelou que o nível da água pode regular a frequência e a ocorrência de algumas espécies que são favorecidas em determinados períodos sazonais (Kufner et al., 2011).

As macrófitas distribuem-se espacialmente de acordo com a espessura da lâmina de água e a maior diversidade de espécies ocorre na área de interface entre o ambiente terrestre e o aquático (Matias, Amado & Nunes, 2003). As espécies que habitam essas áreas têm adaptações morfológicas, anatômicas e ecofisiológicas às variações do nível da água causadas pela sazonalidade (Scremin-Dias, 2009). A similaridade entre

os lagos foi baixa. A maior similaridade florística ocorreu quando os lagos apresentaram a mesma forma (Lima, Silva & Zickel, 2011), mas registrando um baixo número de táxons, o que pode estar relacionado com as características ambientais próprias de cada região.

O presente estudo registrou uma riqueza de 28 espécies de macrófitas aquáticas, semelhante a alguns estudos na região amazônica, porém, quando comparado com outras regiões no Brasil, o número de espécies foi baixo (Paz & Bove, 2007; Rocha et al., 2007; Santos & Thomaz, 2007; Pivari et al., 2008; Ferreira et al., 2010). Cyperaceae foi registrada com a maior riqueza em outras áreas lacustres no Brasil (Henry-Silva et al., 2010; Moura-Júnior et al., 2009). Seus representantes são perenes e dominam completamente o ambiente durante o período de redução da coluna d'água (Bove et al., 2003). Essa diversidade de Cyperaceae pode estar associada com a presença de um sistema subterrâneo formado por rizomas, tubérculos ou estolões, que permitem maior eficiência na propagação vegetativa das espécies. Atualmente, estima-se que existam cerca de 5.000 espécies de Cyperaceae distribuídas em uma grande variedade de ambientes aquáticos e áreas de ecótono (Henry-Silva, Moura & Dantas, 2010).

O gênero com maior riqueza foi *Ludwigia* (Onagraceae) com quatro espécies, seguido por *Cyperus* com três espécies. *Ludwigia* também foi citado por Kufner et al. (2011) como o mais representativo em uma lagoa de meandro no Pantanal Mato Grosso do Sul e em baceiros (ilhas de macrófitas aquáticas flutuantes) no Pantanal das sub-regiões do Abobral e Miranda (Pivari et al., 2008). Os outros 17 gêneros apresentaram uma espécie cada, correspondendo a 70,8% do número total de espécies. Parece ser comum em levantamentos de macrófitas aquáticas a ocorrência de famílias e gêneros representados por apenas uma espécie (Amato, Sponchiado & Schwarzbald, 2007; Rocha et al., 2007).

Conclusão

O perímetro do lago e as formas circular e subcircular influenciaram na riqueza de macrófitas, representadas principalmente por espécies de Onagraceae e Cyperaceae, cuja formação radicular favoreceu a

propagação e determinou a ocupação do espaço geográfico nos lagos com baixa lâmina d'água. Foi constatada baixa similaridade entre os lagos.

Referências

Amato, C. G.; Sponchiado, M.; Schwarzbald, A. 2007. Estrutura de uma comunidade de macrófitas aquáticas em um açude de contenção (São Jerônimo, RS). **Revista Brasileira de Biociências**, 5 (2): 828-830.

APG III-Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 161: 105-121.

Araújo, E. S. et al. 2012. Riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas em mananciais da caatinga. **Diálogos & Ciência**, 32: 229-223.

Ayres, M. et al. **Bioestat 5.0 – Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá; MCT; Imprensa Oficial do Estado do Pará, 364p.

Barros, A. A. M. 2009. Vegetação vascular litorânea da lagoa de Jacarepiá, Saquarema, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, 60 (1): 97-110.

Bento, L.; Marotta, H.; Enrich-Prast, A. 2007. O papel das Macrófitas aquáticas emersas no ciclo do Fósforo em lagos rasos. **Oecologia Brasiliensis**, 11: 582-589.

Bezerra Neto, J. F.; Pinto Coelho, R. M. 2002. A morfometria e o estado Trófico de um reservatório urbano: Lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, 24 (2): 285-290.

Brighenti, L. S. et al. 2011. Parâmetros morfométricos da Lagoa Central (Lagoa Santa, Estado de Minas Gerais): comparação de duas metodologias. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, 33 (3): 281-287.

Bove, C. P. et al. 2003. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 17(1): 119-135.

Carvalho, T. M.; Zucchi, M. R. 2009. Morfometria e caracterização do meio físico de ambientes lacustres no vão do Paraná-Goiás, Brasil. uma primeira aproximação. **Terra Nueva Etapa**, 25 (38): 111-140.

Domingos, V. D. et al. 2005. Alocação de biomassa e nutrientes em *Myriophyllum aquaticum* sob diferentes níveis de macronutrientes. **Planta Daninha**, 23 (2): 193-201.

Esteves, F. A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência; FINEP, 602 p.

Esteves, F. A.; Caliman, A. 2011. Águas continentais: características do meio, compartimentos e suas comunidades. In: Esteves, F.A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, p.313-318.

Ferreira, F. A. et al. 2010. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. **Hoehnea**, 37 (2): 43-52.

- Guerra, A.T. 1993. **Novo Dicionário Geológico – Geomorfológico**. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 134p.
- Henry-Silva, G. G.; Moura, R. S. T.; Dantas, L. L. O. 2010. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. **Acta Limnol. Bras.**, 22 (2): 147-156.
- Jurado, M. C. 1992. **Morfometria de lagos una aplicación a los lagos Del Pirineo, Barcelona**. 286f. Tese (Doutorado) – Universidade de Barcelona, Barcelona.
- Kufner, D. C. L.; Scremin-Dias, E.; Guglieri-Caporal, A. 2011. Composição florística e variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas em lagoa de meandro do Pantanal. **Rodriguésia**, 62 (4): 803-812.
- Lehn, C. R. et al. 2011. Fitossociologia de macrófitas aquáticas associadas ao Rio Miranda, pantanal, MS, Brasil. **Revista de Biologia Neotropical**, 8 (2): 23-31.
- Lima, L. F.; Silva, S.S.L.; Zickel, C.S. 2011. Composição florística e chave de identificação das macrófitas aquáticas ocorrentes em reservatórios do estado de Pernambuco. **Rodriguésia**, 62 (4): 803-812.
- Loverde-Oliveira et al. 2007. Implications of the flood pulse on morphometry of a Pantanal lake (MatoGrosso state, Central Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 19 (4): 453-461.
- Matias, L. Q.; Amado, E. R.; Nunes, E. P. 2003. Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 17 (4): 623-631.
- Melo V. F.; Vale Júnior, J. F.; Schaefer, C. E. G. R. 2005. Solos de Roraima. **Ação Ambient.**, 32 (2): 24-27.
- Meneses. M. E. N. S.; Costa, M. L.; Costa, L. A. V. 2007. Os lagos do lavrado de Boa Vista – Roraima: fisiografia, físico-química das águas, mineralogia e química dos sedimentos. **Revista Brasileira de Geociências**, 37 (3): 478-489.
- Moura-Junior, E. G. et al. 2009. Diversidade de plantas aquática vasculares em açudes do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), Recife-PE. **Revista de Geografia**, 26 (3): 278-293.
- Moreno, Y. M.; Vélez, F.; Ramírez, N. A. 2011. Características morfométricas de un lago de plano inundable tropical (ciénagaHoyo Los Bagres, Colombia). **Rev. Fac. Ing.**, 59: 203-214.
- Narumalani, S. et al. 1997. Aquatic macrophyte modeling using GIS and logistic multiple regression. **Photogrammetric Engineering e Remote Sensing**, 63: 41-49.
- Paz, J.; Bove, C. P. 2007. Hidrófitas vasculares da lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, 5 (2): 495-497.
- Pivari, M. O. et al. 2008. Macrófitas aquáticas da lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia**, 63 (2): 321-327.
- Rocha, C. G.; Resende U. M.; Lugnani, J. S. 2007. Diversidade de macrófitas em ambientes aquáticos do IPPAN na Fazenda Santa Emília, Aquidauana, MS. **Revista Brasileira de Biociências**, 5 (2): 456-458.

Santos, A. M.; Thomaz, S. M. 2007. Aquatic macrophytes diversity in lagoons of a tropical floodplain: the role of connectivity and water level. **Austral Ecol**, 32 (2): 177-190.

Scremin-Dias, E. 2009. Tropical aquatic plants: morphoanatomical adaptations. In: Del-Claro, K.; Rico-Gray, V. (orgs.). **Encyclopedia of tropical biology and conservation management**, v. 1. [s.l.]: UNESCO/EOLSS, p.84-132.

Simões-Filho, S. F. et al. 1997. Registros sedimentares de lagos e brejos dos campos de Roraima: implicações paleoambientais ao longo do Holoceno. In: Barbosa, B. I.; Ferreira, E. J. G.; Castellón, E. G. (Eds.). **Homem Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima**. Manaus: INPA, p.296-305.

Souza, L. S. & Nunes, R. O. 2011. Levantamento de macrófitas aquáticas no rio Mequéns. **Revista Científica FACIMED**, 33: 211- 223.

Sperling, E. V. 1999. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: DESA7 UFMG, 138 p.

Zacharias, L. et al. 2002. Greek lakes: Limnological overview Lakes e Reservoirs. **Reserch and Manag.**, 32: 55-62.

Aptidão agrícola da Terra Indígena Raposa Serra do Sol - Roraima e o quadro atual do uso da terra na área Ingarikó¹

Márcia Teixeira Falcão; Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo & Luiza Câmara Beserra Neta

RESUMO

O presente capítulo tem como objetivo demonstrar a aptidão agrícola da Terra Indígena Raposa Serra do Sol (TIRSS)/RR, na região da etnia Ingarikó, em Roraima, e o quadro atual do uso da terra. A área de estudo localiza-se na TIRSS, município do Uiramutã, na etnorregião denominada de "Serras". A metodologia envolveu a análise de solo para determinar a granulometria, entrevistas com os índios da etnia Ingarikó das comunidades Mapaé e Serra do Sol e a elaboração de etnomapas referentes ao uso da terra pelos índios. Os resultados demonstram que os solos da região possuem baixa aptidão agrícola nas comunidades estudadas, com alto teor de acidez e com o predomínio de areia fina a silte. O uso atual da terra na região está relacionado ao plantio de roças tradicionais, caça, criação de gado e ovinos para subsistência da comunidade indígena Ingarikó.

Introdução

O estado de Roraima apresenta algumas limitações com relação à aptidão agrícola, pois em geral os solos são ácidos e com baixa limitação de nutrientes. A porção nordeste de Roraima, em especial a Terra Indígena Raposa Serra do Sol (TIRSS) na área denominada etnorregião ingarikó, localizada no Município de Uiramutã, na região de fronteira entre Brasil, República Cooperativista da Guiana e República Bolivariana da Venezuela, possui sérias limitações para o uso agrícola.

Dessa forma, a aptidão e o uso agrícola da região têm estreita relação com os conhecimentos tradicionais dos índios da etnia ingarikó sobre o ecossistema. No entanto, corroborando com Melo & Schaefer (2009) e

¹ Parte da tese de Doutorado da 1ª autora junto ao do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia-PGBIONORTE/Rede Bionorte-PA.

Salvador, Carvalho & Lucchesi (2011), a interferência antrópica sobre os ecossistemas produz mudanças significativas na dinâmica do solo, podendo causar mais perdas do que ganhos, com implicações nas características físico-químicas do solo ao longo do tempo, que poderão interferir diretamente no equilíbrio natural dos ecossistemas e alterar os componentes orgânicos tanto em qualidade quanto em quantidade.

A área de estudo é habitada pelos Ingarikó, que pertencem ao tronco linguístico *kapon*. Conforme Cruz (2008), o significado do nome Ingarikó dá-se pela segmentação de suas partes: *inga-ri-komo* > *inga-ri-ko*=serra, mata espessa elemento de coesão coletivo: origem 'habitantes das serras'; outra possibilidade seria *inga-ri-koto* > *inga-rikok* > *inga-ri-ko*'=mata alta elemento de coesão grupo de pessoas 'povo da mata espessa, da montanha'.

Os Ingarikó usam a terra de forma tradicional, através das roças, em geral plantam banana, maniva, macaxeira e outros, além da caça e da pesca. No caso da Comunidade Serra do Sol, criam gado de corte, já a comunidade Mapaé, vivem essencialmente das roças, caça e pesca.

Dessa forma, o presente capítulo tem como objetivo demonstrar a aptidão agrícola da Terra Indígena Raposa Serra do Sol (TIRSS/RR), na região da etnia Ingarikó em Roraima, e o quadro atual do uso da terra

Metodologia

A área de estudo está localizada no nordeste do estado de Roraima, no município do Uiramutã, na etnorregião das "Serras". Constitui-se em área de sobreposição do Parque Nacional (PARNA) do Monte Roraima com a Terra Indígena Raposa Serra do Sol, região de domínio da etnia Ingarikó, que envolve um total de onze comunidades indígenas.

A pesquisa foi realizada em duas comunidades Ingarikó: Mapaé e Serra do Sol (Figura 1).

A fisiografia do estado de Roraima, conforme Falcão & Costa (2012), congrega tipologias climáticas diferenciadas, situação essa devido à disposição física do estado, ladeado ao sul e oeste pela floresta amazônica, a leste pelas savanas que se estendem pelos campos da Guiana e ao norte pelo complexo montanhoso Roraima/Pacaraima, que

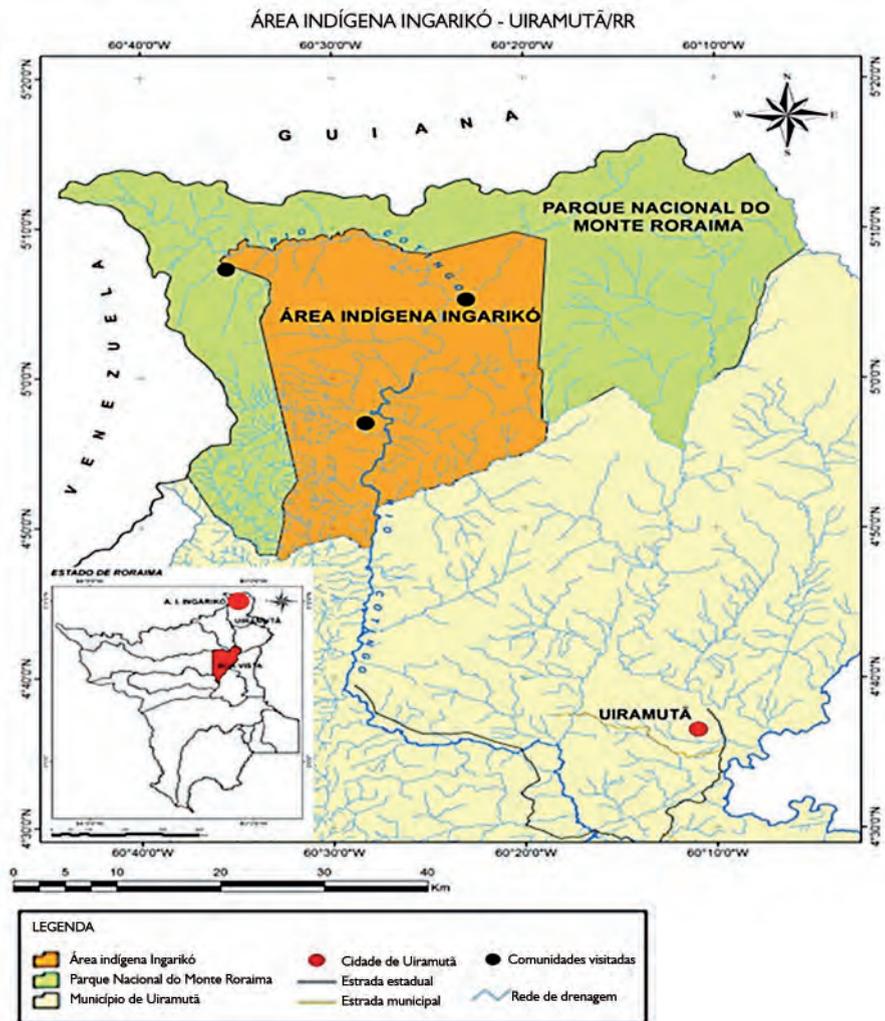


Figura 1. Localização da área de pesquisa.

condicionam três aspectos climáticos diferenciados, conforme a classificação de Köppen: *Af*, *Aw* e *Am*.

O clima da área estudada na classificação de Köppen caracteriza-se por ser do tipo *Aw*, com médias pluviométricas em torno de 1.750 mm anuais,

com chuvas concentradas entre os meses de maio e agosto, e períodos de baixos índices entre os meses de setembro e abril; e *Am*, que se caracteriza por ser intermediário entre o *Aw* e *Af*, estabelecido por um corredor florestal influenciado pela savana e pelo relevo (Barbosa, 1997).

A vegetação, conforme descrito por Schaefer et al. (2005), Schaefer & Vale Júnior (1997), configura-se pela presença da floresta de montana aberta, sobrepostas nos solos do tipo neossolos litólicos e cambissolos, nas comunidades de Mapaé (Figura 2). Já na Comunidade Serra do Sol, predominam ainda os campos rupestres altimontanos sobrepostos nos neossolos e cambissolos distróficos (Figura 3), que se caracterizam pela presença de um tapete gramíneo ralo, com o domínio de algumas espécies como o *Trachypogon* sp.

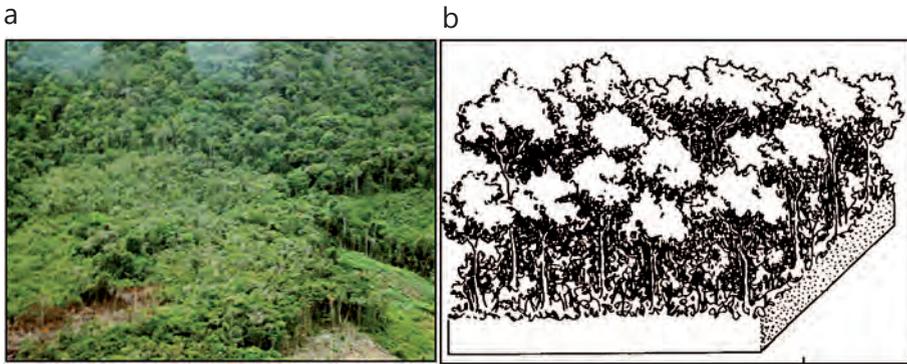


Figura 2. a) Floresta de montana aberta - vista aérea do entorno da Comunidade Manalá; b) Perfil esquemático da Floresta de Montana, baseado em Veloso, 1975.

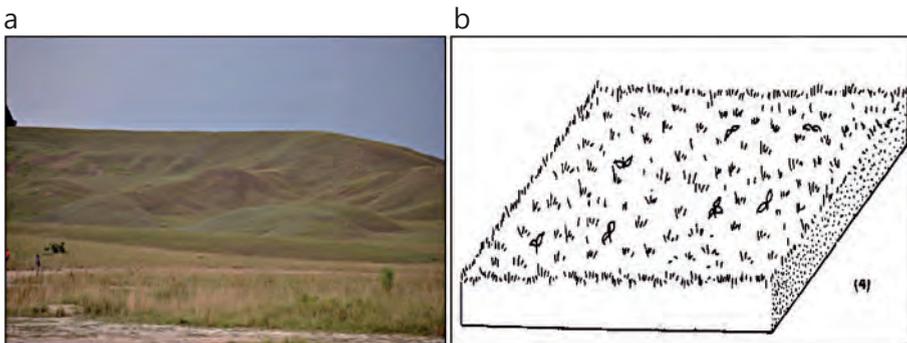


Figura 3. a) Campos rupestres, vista parcial da Comunidade Indígena Serra do Sol, b) Perfil esquemático dos campos rupestres, baseado em Veloso (1975).

A geologia da área em estudo pertence ao domínio do Supergrupo Roraima. Pinheiro, Reis & Costi (1990) e Costa & Fernandes (2012), em seus estudos relacionaram o desenvolvimento geológico dessa região a um evento distensional com direção geral N-S, responsável pelo desenvolvimento de falhas normais E-W e de transferência.

A região se caracteriza pela presença de grandes mesas (chamados regionalmente pelos índios de *tepuys*), com topos em geral aplainados, que se destacam de forma isolada, a exemplo do Monte Roraima, que possui uma pequena área no território brasileiro (apenas 5%).

A geomorfologia é marcada pela presença de escarpas erosivas, que em geral são côncavas e intensamente ravinadas, com formação de depósito de tálus, o que coincide com a estrutura geológica. Nota-se, ainda, a presença dos vales encaixados, os quais proporcionam o acomodamento da drenagem, a exemplo o rio Cotingo (Figura 4).

Destaca-se a presença de cristas assimétricas, denominadas de *hogbacks*. O relevo da região é propício à intensa morfogênese (erosão e ravinamento). Na região, nota-se, ainda, a presença de falhas transcorrentes, as falhas

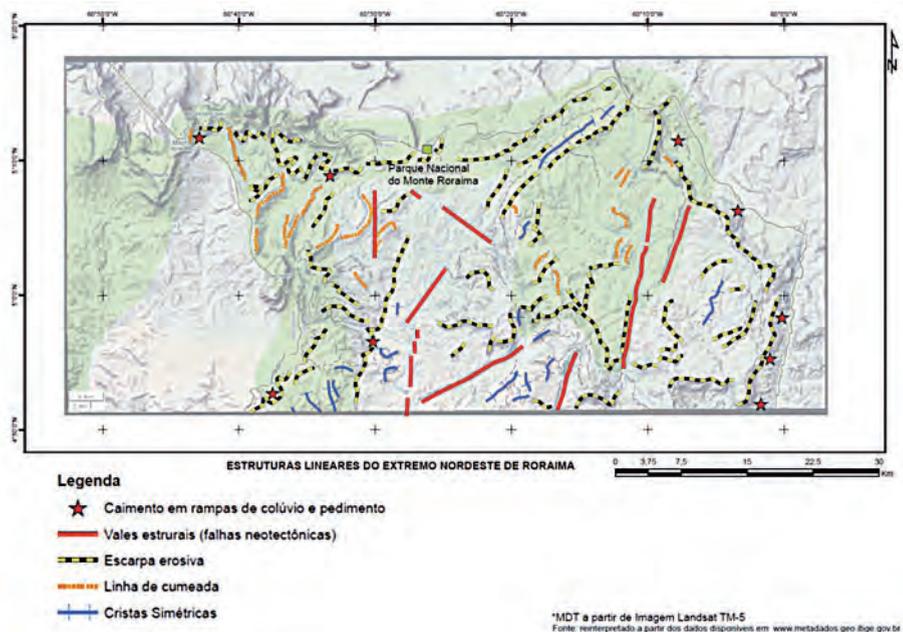


Figura 4. Mapa com as estruturas lineares da região nordeste de Roraima.

normais expressam-se no relevo através de escarpas de falha e facetas trapezoidais, que, por sua vez, controlam a orientação geral das serras, que alcançam altitudes de 1.000 m no sistema Pacaraima.

A coleta de dados envolveu a solicitação de autorizações junto às comunidades envolvidas, através do tuxaua (líder) de cada comunidade, que indicaram os dez participantes, sendo seis agricultores da Serra do Sol e quatro agricultores de Mapaé que lidam diretamente com os locais a serem utilizados para as roças.

Antes de cada entrevista foi apresentado aos informantes um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) e um termo de autorização para o uso de imagem, segundo as normas estabelecidas pela Resolução nº 196 do Conselho Nacional de saúde, de 10/1996, e aprovados pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal de Roraima (nº 758.921), pelo Comitê Nacional de Ética e Pesquisa (nº CAAE19903813.1.0000.5302), pelo Instituto Nacional do Patrimônio Histórico Cultural (nº 24/2014), pelo Instituto Chico Mendes da Biodiversidade-ICMBio/SISBIO (nº 36346) e pela Fundação Nacional do Índio/FUNAI (nº 28/AAEP/PRES/2025), no qual o indivíduo teve a liberdade de aceitar ou não participar da pesquisa. As assinaturas dos termos foram obtidas individualmente, após serem explicados verbalmente os objetivos e a metodologia que seria utilizada na pesquisa.

Durante a pesquisa, foi realizado o acompanhamento junto aos informantes-chave no preparo das roças, a fim de observar os locais de cultivo, formas de preparo e manejo do solo. Foram realizadas coletas de coordenadas geográficas, registros fotográficos, e anotações em caderneta de campo.

Durante a pesquisa de campo, foi coletado com trado holandês cerca de 1,5 k de amostras de solo em cinco pontos estratégicos de cada comunidade (Mapaé e Serra do Sol), para análise em laboratório.

As amostras foram reunidas em um balde plástico limpo e bem misturadas, formando uma amostra composta. Após homogeneização, foi retirado aproximadamente 500g de solo e transferido para saco plástico sem uso. As amostras foram identificadas pelo número correspondente da área e especificadas informações complementares, tais como as coordenadas na região.

O trabalho em laboratório envolveu a preparação das amostras para classificação granulométrica, na qual 100g foram destorroadas em gral de porcelana e adicionados 400 ml de H₂O e foram levadas para a lavadora ultrassônica (UNIQUE). O material diluído foi secado à temperatura ambiente e então peneiradas em malha de 2 mm, para obter a terra fina seca; em seguida foi realizada a separação das frações de argila, silte e areia; através do peneiramento obteve-se a fração de argila e, por via úmida, obteve-se as frações de silte e argila (EMBRAPA, 2006). Os dados obtidos foram tratados no *software* SYSGRAN, versão 3.0.

Resultados e Discussão

Aptidão agrícola da região estudada

A região Ingarikó está inserida em uma área que se constitui em manchas de Florestas de Montanas sobrepostas em Argissolos e sobre diabásios, no qual existem possibilidades de cultivos de subsistência; e sobre campos rupestres, com potencialidade agrícola ainda muito limitada.

Dessa forma, os solos da região caracterizam-se pelo alto teor de acidez, com teor de argila acima de 30%. Esses solos estão posicionados em áreas de relevo ondulado, dissecado e com erosão laminar e, principalmente na Comunidade Serra do Sol, com *déficit* hídrico prolongado (média de seis meses), presença de matações rochosos e baixos teores de fósforo.

Conforme a Tabela 1, verifica-se as propriedades químicas dos solos das comunidades Mapaé e Serra do Sol, que se configuram, por apresentar alto teor de acidez (Ph entre 3,9 e 4,9) e baixos teores de Ca⁺, Mg²⁺, K⁺ e Al³⁺.

Tabela 1. Características químicas dos solos da Região Ingarikó, Roraima.

Característica química do solo	Comunidades Ingarikó	
	Mapaé	Serra do Sol
Ph	4,9	3,9
Ca ²⁺	0,33	0,11
Mg ²⁺	0,28	0,06
K ⁺	0,06	0,08
Al ³⁺	0,78	0,73

Em trabalhos realizados por Hernandez & Silveira (1998), foi verificado que baixos teores de Mg no solo resultam em diminuição na produção das plantas, em função da deficiência de magnésio. A relação cálcio e alumínio podem ser usados como indicadores dos processos que contribuem para a acidificação do solo.

Com base nas análises granulométricas, os solos da região estudada caracterizaram-se pelo alto teor de areia e arenito, decorrentes do intemperismo das rochas sedimentares areníticas. Na Comunidade Mapaé, a fração de areia variou entre 0,5 e 2,5, ou seja, areia fina; já na Serra do Sol, variou entre 2,5 e 4,0, com presença de areia fina e silte (Figura 5).

Os dados corroboram os trabalhos de Costa & Beserra Neta (2011) realizados na Serra do Tepequém, que sugerem que o intemperismo de rochas sedimentares proporciona o transporte dos grãos a curta distância, talvez por movimentos de massas, escorregamento ou fluídos de alta densidade. Na região da TIRSS, percebe-se a mesma situação, no entanto, com a presença de uma vegetação mais rala (campos rupestres), o processo de dissecação é mais evidente.

Conforme relatos dos Ingarikó e os resultados das análises, os solos da região possuem sérias limitações para o uso agrícola. Alguns relataram que o processo de queima periódica, com o passar dos anos, provoca a exaustão do solo.

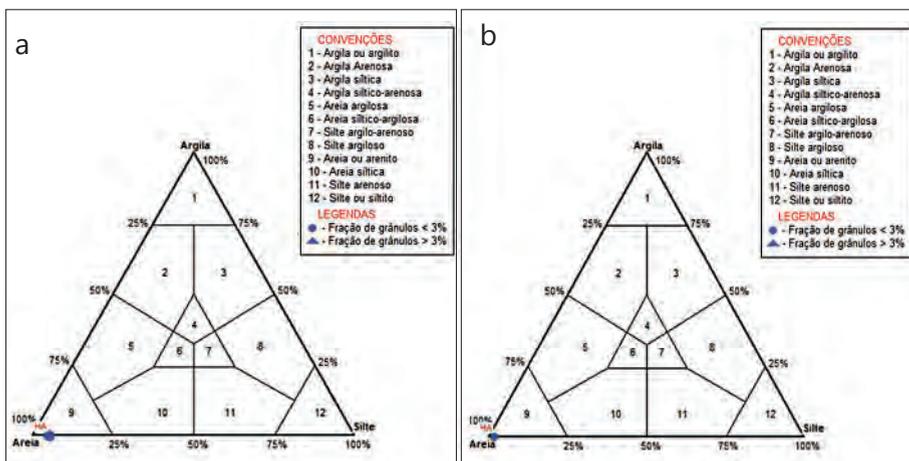


Figura 5. a) Distribuição granulométrica da Comunidade Mapaé; b) Distribuição granulométrica da Comunidade Serra do Sol, Roraima.

Para Haverroth (2010), com a queima da floresta, a biomassa transforma-se em cinza, que serve de “fertilizante” e para neutralizar a acidez do solo. Porém, após alguns anos de cultivo, essa fertilidade diminui e, conseqüentemente, levando ao abandono dessas áreas e promovendo a abertura de outros plantios na floresta.

Uso atual da terra pelos Ingarikó

Com base nas pesquisas *in loco* e nas entrevistas junto aos Ingarikó, o uso atual da terra na região está relacionado ao plantio de roças (*umê*) tradicionais, caça, criação de gado e ovinos para subsistência do povo Ingarikó.

Cardoso (2010) enfatiza que a roça constitui-se como o espaço de excelência na agricultura da região amazônica. Trata-se de um espaço que nasce de um “distúrbio” através do corte e queima na floresta, objetivando a segurança alimentar de uma família, de uma comunidade local ou de uma região, e em muitos casos serve como complemento da renda familiar e para a troca com vizinhos e parentes.

Com relação às roças tradicionais, o processo de escolha das novas roças ocorre durante o verão (*toronkan*), quando os Ingarikó fazem a broca, derrubada e a queima. Já no período do inverno (*tîmon*) ocorre o plantio, e os índios buscam alternativas, tais como a caça e a pesca.

As roças dos Ingarikó são localizadas, em geral, nas encostas do relevo; e o uso da área, segundo os agricultores, dura em média um ano. Conforme informações obtidas, o período de pousio das roças dura em média 3 a 4 anos. Diante dessa questão, atualmente as roças estão cada vez mais distantes, em média, um dia de caminhada da comunidade.

No entanto, nota-se que em alguns casos, como na Serra do Sol, que o tempo plantio das roças não está respeitando o período de pousio, proporcionando intensa erosão e ravinamento no solo. Clement et al. (2010) ressaltam que o período de pousio curto interfere no processo de sucessão secundária e, conseqüentemente, na manutenção da diversidade genética e biológica em forma de banco de sementes.

Com relação aos tipos de solos, os Ingarikó associam as unidades geomorfológicas: nas serras em geral, são encontrados os solos escuros (marron e preto) propícios para o cultivo de maniva, banana e feijão; já

no lavrado, os solos geralmente são de coloração alaranjada, e servem para o plantio de mandioca e abóbora; e os solos das áreas de vazante, que, devido à proximidade com a rede hídrica, em geral são escuros e servem para o cultivo de mandioca e maniva (Tabela 2).

Os Ingarikó diferenciam os solos como 'bom' (férteis), que possuem coloração escura; e os 'ruins' (não férteis), em geral solos claros e pedregosos. E ressaltam que: *"a comunidade reconhece olhando, quando retira a planta se a raiz for profunda a terra é boa se não for a terra é ruim"*.

Tabela 2. Descrição do tipo de solo e uso da terra pelos Ingarikó, Roraima.

Unidades geomorfológicas	Tipo de solo	Uso
Serras	Marrom (<i>tapinuknan</i>) e Preto (<i>Ikkiñin</i>)	Roça: plantio de maniva, banana, feijão
Lavrado	Alaranjado (<i>Karakuwapan</i>)	Roça: plantio de mandioca e abóbora
Vazante	Preto (<i>Ikkiñin</i>)	Roça: plantio de mandioca e abóbora

O conhecimento sobre o tipo de solo é de extrema importante para a plantação das roças (*umë*). Os indígenas ressaltaram ainda outros padrões de reconhecimento do solo, tais como: cor, tipo de planta e cheiro. Os entrevistados mencionaram que o solo significa terra, que se configura como *"o espaço onde se planta"*.

Ressalta-se que o ambiente natural da região Ingarikó, em sua maioria representa uma limitação à sobrevivência da etnia, proporcionando diversas situações tais como: presença de uma forma bem evidente dos programas governamentais, tais como: vale família e vale solidário.

Outro fator importante é a união do povo Ingarikó, que buscam, através de projetos, o resgate das sementes tradicionais, bem como a implantação de programas, entre os quais atualmente vem se destacando a Unidade Demonstrativa NUTRIR.

O NUTRIR surgiu da iniciativa dos Ingarikó, em parceria com a Fundação Nacional do índio (FUNAI), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFRR), Conselho do Povo Indígena Ingarikó (COPING) e o Instituto Socioambiental (ISA). Dentre os objetivos do projeto estão: as práticas e atividades da agroecologia, com foco na produção animal e vegetal, visando à segurança alimentar e à melhoria da qualidade de vida dos Ingarikó.

Considerações finais

Os solos da região Ingarikó se caracterizam por apresentar baixa fertilidade natural, um dos fatores que induzem a uma constante mudança das áreas de plantio (roças), visto que o sistema de manejo das culturas ocorre através da queima. Esse processo proporciona o incremento temporário da fertilidade em função das cinzas, no entanto, concentra-se nas camadas superficiais, o que permite a exploração das áreas por um período máximo de quatro anos.

No entanto, atualmente os Ingarikó estão cultivando as roças em locais distantes, em média, um a dois dias de caminhada, o que os leva a repensar sobre o plantio desses locais, reutilizando as roças que estão em pousio antes do tempo. Essa prática já evidencia diversos pontos de erosão na área, visto que os Ingarikó cultivam em áreas de declividade.

Referências

- Barbosa, R. I. 1997. Distribuição das chuvas em Roraima. In: Barbosa R. I.; Ferreira, E. J. G. & Castellón, E. G. (Eds.). **Homem, ambiente e ecologia no Estado de Roraima**. Manaus: INPA, p. 325-335
- Cardoso, T. M. 2010. **O saber biodiverso**: práticas e conhecimentos na agricultura indígena do baixo rio Negro. Manaus: Edua, 65p.
- Clement, C. P. et al. 2010. Diversidade vegetal em solos antrópicos da Amazônia. In: Teixeira, W. G. et al. (Eds.). **As terras pretas de índio da Amazônia**: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas. Manaus: Edua, p.147-162
- Costa, J. A.; Fernandes, M. L. 2012. Monte Roraima e Pico da Neblina: pontos culminantes do Brasil. In: Hasui, Y. et al. (Org.). **Geologia do Brasil**. São Paulo: Beca, p.190-199.
- Costa, M. L. C.; Beserra Neta, L. C. 2011. Textura e mineralogia de solos na serra do Tepequém: diversidade e litodependência. In: Nascimento, R. S. C.; Horbe, A. M. C. & Almeida, C. M. (Org.). **Contribuições à Geologia da Amazônia**, v.7. Belém: SGBG, p. 57-79
- Cruz, O. 2008. Os Ingarikó (Kapon) na Terra Indígena Raposa Serra do Sol. *Tensões Mundiais*. **Fortaleza**, 4 (6): 117-154.
- EMBRAPA. 2006. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro.
- Falcão, M.T.; Costa, J. A. V. 2014. Paisagem geomorfológica da terra indígena Raposa Serra do Sol – Uiramutã/Roraima/Brasil. **Revista Geonorte**, 10 (5): 71-75.
- Haverroth, M. 2010. Agricultura indígena e princípios agroflorestais. In: Silva, V. A.; Almeida, A. L. S. & Albuquerque, U. P. (Org.). **Etnobiologia e Etnoecologia**: pessoas & natureza na América Latina. Recife: NUPEEA, p.307-320

Hernandez, R. J.; Silveira, R. I. 1998. Efeitos da saturação por bases, relações Ca:Mg no solo e níveis de fósforo sobre a produção de material seco e nutrição mineral do milho (*Zeamays L.*). **Scientia Agricola**, 55 (1): 79-85.

Melo, V. F.; Schaefer, C. E. G. R. 2009. Matéria orgânica em solos desenvolvidos de rochas máficas no nordeste de Roraima. **Acta Amazonica**, 39(1): 45-55.

Pinheiro, S. S.; Reis, N. J.; Costi, H. T. 1990. Geologia da região de Caburai. Nordeste de Roraima. **Texto Explicativo**. Brasília: Programa de Levantamentos Básicos do Brasil.

Salvador, J. T.; Carvalho, T. C.; Lucchesi, L. A. C. 2011. Relações cálcio e magnésio presentes no solo e teores foliares de macronutrientes. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.**, 9(1): 27-32.

Schaefer, C. E. R.; Vale Júnior, J. F. 1997. Mudanças climáticas e evolução da paisagem em Roraima: uma resenha do Cretácio ao Recente. In: Barbosa R. I.; Ferreira, E. J. G. & Castellón, E. G. (Eds.). **Homem, ambiente e ecologia no Estado de Roraima**. Manaus: INPA, 124p.

Schaefer, C. E. R. et al. 2005. Diagnóstico ambiental e sustentabilidade da área indígena Raposa Serra do Sol. **Revista Ação Ambiental**, 8(32): 31-38.

Veloso, H. P. et al. 1975. **Projeto Radambrasil**: levantamento dos recursos naturais. Folha NA 20 Boa Vista e parte das Folhas NA 21 Tumucumaque, NB 20 Roraima e NB 21. Rio de Janeiro: IBGE.

A pesquisa científica e sua contribuição na gestão da biodiversidade em Unidades de Conservação do estado do Pará

Benedita da Silva Barros

RESUMO

As Unidades de Conservação (UCs) são estratégias de conservação da biodiversidade e estão fortemente relacionadas à busca de conhecimentos sobre os aspectos bióticos e abióticos responsáveis pelo funcionamento dos ecossistemas. O objetivo do trabalho foi avaliar a contribuição das pesquisas científicas das Instituições de Ensino Superior (IES) e Instituições de Ciência e Tecnologia (ICTs) públicas e privadas do estado do Pará na gestão da biodiversidade em seis Unidades de Conservação deste estado. A metodologia abrangeu o levantamento da produção acadêmica e científica no período de 2004 a 2014, decorrentes de estudos realizados nas UCs e no entendimento da relação entre os gestores das UCs e as ICTs e IES. Os resultados mostraram que tanto os gestores de UCs quanto de IES e ICTs não dispõem de política interna ou externa que favoreça as parcerias visando atender a interesses recíprocos. As pesquisas sobre a biodiversidade têm sido relevantes, contudo, não contribuem diretamente para a efetividade da gestão nas UCs, pois, a maioria delas atendem à demanda do próprio pesquisador e, em alguns casos, ligadas à política institucional. Concluiu-se que o estabelecimento de parcerias e o planejamento científico associados aos interesses Institucionais e de gestão das UCs podem contribuir para a gestão da biodiversidade em todas as suas dimensões.

Introdução

Nas últimas décadas, especialmente no período de 1970 a 1980, quando os novos conceitos de conservação ganham destaque no Brasil e no mundo, foram criadas diversas Unidades de Conservação (UCs), e com isso aumentou a responsabilidade e o desafio dos órgãos governamentais (federal, estaduais e municipais) e das Organizações Não Governamentais, em dar efetividade à gestão dessas áreas protegidas (Acevedo et al. 2013; Albernaz, 2014). A estratégia de gestão das UCs implica em dispor de

infraestrutura adequada às suas finalidades, “o que significa o incremento das pesquisas científicas e monitoramento dos seus resultados” (Acevedo et al., 2013). Para Albernaz (2014), a pouca informação é uma das maiores dificuldades para análise da eficiência do sistema de UCs na conservação da biodiversidade, tanto quanto a diversidade de espécies e outros elementos inseridos no sistema, na perspectiva de promover a sua manutenção em longo prazo. As informações disponíveis são escassas e esporádicas, por isso não permitem estabelecer as bases de comparação para avaliar a eficiência das UCs.

A rigor, a consequência natural da pesquisa acadêmica ou científica é a formação de novos conhecimentos em benefício da sociedade. Os relatórios e outros documentos demonstram que o Brasil deu um salto quantitativo muito significativo na produção científica, passando de 5.212 artigos em 1994 para 34.310 em 2001 (CGEE, 2013). Atualmente, no cenário internacional, o Brasil é o décimo terceiro maior produtor de artigos científicos do mundo, superando Rússia, Holanda, Suécia e outros tantos países (CGEE, 2013), em diversas áreas do conhecimento, porém, esta produção é ineficiente em relação às Unidades de Conservação federais existentes no país. Uma análise cienciométrica realizada na base de dados Scielo (Scientific Eletronic Library Online) de artigos publicados até janeiro 2012, revelou que as UCs são, de fato, pouco estudadas (Bittencourt & Paula, 2013).

Apesar do baixo número de artigos sobre estudos em UCs publicados na base de dados Scielo, no que tange às áreas protegidas e ao conhecimento da biodiversidade, avanços significativos podem ser notados (Bensusan et al., 2006), com destaque para a Política Nacional de Biodiversidade (PNB), o Sistema Nacional de Unidade de Conservação (SNUC) e o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNP). Esses instrumentos têm na pesquisa científica o suporte necessário para a obtenção de informações para a conservação e uso sustentável da biodiversidade, especialmente por meio da criação de Unidades Conservação.

Esta é uma estratégia importante, visto que as Unidades de Conservação não são mais apenas um local de proteção de alguns elementos da fauna e flora ou de uma grande beleza cênica. No contexto atual, em que as preocupações globais decorrentes das grandes transformações sociais e ambientais estão em pauta, as UCs exercem o papel fundamental de preservar ecossistemas, processos ecológicos, garantir a

sobrevivência de comunidades humanas, evitar a extinção de espécies, além de contribuir para o bem-estar dos visitantes e colaborar com a economia regional e nacional (Padúa & Chiaravalloti, 2012).

É recorrente a afirmativa de que a simples criação de UCs não garante o cumprimento dos objetivos para os quais foram criadas, pois, mais do que a decisão de criar, requer o conhecimento científico para embasar e justificar a criação, implementação e gestão, sendo estes últimos executados e monitorados por intermédio do Plano de Manejo (Castro, 2004; Mourão, 2010). Dentre os programas que devem contemplar o Plano de Manejo, merece destaque o de “Conhecimento”, que objetiva proporcionar subsídios mais detalhados para a proteção e o manejo ambiental por intermédio de estudos, pesquisas científicas e monitoramento ambiental desenvolvidos na Unidade de Conservação, visando obter os conhecimentos necessários à sua melhor gestão (Araújo, 2007).

Em todo o país, sob a gestão do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), encontram-se 320 UCs federais, assim distribuídas entre os biomas: 111 na Amazônia, 49 no Cerrado, 03 no Pantanal, 28 na Caatinga, 13 na Mata Atlântica, 02 no Pampa e 60 nos Marinheiros (ICMBio, 2015). No estado do Pará, estão sediadas 41 IES (cinco federais, uma estadual e 35 privadas) e dois ICTs e, diante do quadro de UCs, demonstra um cenário favorável para a pesquisa. Mesmo com baixa produção científica, como demonstraram os estudos realizados por Bittencourt & Paula (2013) e CGEE (2013), é fato que pesquisas estão sendo realizadas nas UCs e, a rigor, esse conhecimento contribui para o incremento da pesquisa sobre a biodiversidade.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a contribuição das pesquisas acadêmicas e científicas das IES e ICTs públicas (estaduais e federais) e privadas do estado do Pará na gestão da biodiversidade em seis Unidades de Conservação.

Metodologia

A área de estudo abrangeu os municípios de Maracanã, Belém, Melgaço, Monte Alegre, Santarém Novo e Curuçá, no estado do Pará, onde estão localizadas as Unidades de Conservação: APA Algodoal-Maiandeuá, APA Combu, Flona de Caxiuanã, Parque Estadual Monte Alegre, Resex Chocoaré Mato Grosso e Resex Mãe Grande Curuçá, respectivamente.

Levantamento da produção científica pelas IES e ICT nas UCs

A escolha da Plataforma Lattes foi decorrente da sua importância estratégica pela integração de dados de currículos, de grupos de pesquisa e de instituições em um único Sistema de Informações, e pelo padrão nacional no registro da vida acadêmica (pregressa e atual) dos estudantes e pesquisadores do país. A coleta dos dados na Base Lattes do MCTI/CNPq teve como parâmetros os seguintes indicadores: 1. Nome da Unidade de Conservação, 2. Nome do Pesquisador/Docente/Discente e 3. Nome das Instituições de Ensino Superior (IES) e Instituições de Ciência e Tecnologia (ICT) do estado do Pará.

Foi considerada a produção acadêmica e científica realizada pelas IES e ICTs nas seis Unidades de Conservação, que foram publicadas em livros, capítulos de livros, artigos científicos, teses, dissertações, monografias de especialização e monografias de graduação no período de janeiro de 2004 a outubro de 2014. Os dados foram tabulados em planilhas do Programa Excel, considerando cada uma das Unidades de Conservação, a vinculação institucional do(s) autor(e)s, a área do conhecimento (grande área, área e subárea), de acordo com a Coordenação de Aperfeiçoamento para o Ensino Superior (CAPES), e posteriormente elaborados gráficos e tabelas.

Parceria de gestão entre as Unidades de Conservação com IES e ICT

Para analisar a construção das relações de parceria desenvolvidas entre as UCs e as IES e ICTs, como também a política de utilização do conhecimento científico produzido na gestão das UCs, foram utilizados os seguintes indicadores:

- a) Identificação dos autores nos registros da produção científica das IES e ICT nas UCs, extraída da Base Lattes do CNPq, e sua vinculação institucional;
- b) Aplicação de questionários aos gestores das IES e ICTs (Apêndice A);
- c) Aplicação de questionários aos Coordenadores Institucionais das UCs (Apêndice B);

- d) Aplicação de questionários aos Gestores das UCs (Apêndice C);
- e) Classificação da produção científica por áreas do conhecimento (grande área, área e subárea), de acordo com a CAPES.

Para a coleta de dados junto aos Coordenadores Gerais¹ e gestores das UCs, primeiramente foi efetuado contato por telefone com os Coordenadores de Unidades de Conservação da SEMA e do ICMBio, seguido de uma reunião presencial com cada um, oportunidade em que foram informados sobre os objetivos a pesquisa. Concomitantemente, foi entregue um Ofício formalizando o pedido de colaboração e autorização para a realização da pesquisa, além dos questionários a serem respondidos, tanto por ele próprio, quanto pelos Gestores das UCs. Foi enviado um total de oito questionários, sendo dois para os coordenadores institucionais de UCs (federal e estadual) e seis para os gestores de cada uma das UCs estudadas.

Igualmente foram encaminhados questionários para Reitores, Pró-Reitores de Pesquisa e Professores das IES e Dirigentes, Coordenadores de Pesquisas da Universidade Federal do Pará (UFPA), Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Universidade Estadual do Pará (UEPA), Instituto Tecnológico Federal do Pará (IFPA), Centro Universitário do Pará (CESUPA), Instituto de Ensino Superior da Amazônia (IESAM), Universidade Federal do Oeste Paraense (UFOPA), Embrapa Amazônia Oriental, Universidade da Amazônia (UNAMA), Faculdade de Estudos Avançados do Pará (FEAPA) e Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), que tiveram produção acadêmica e científica nas UCs estudadas no período de 2004 a 2014. No total, foram aplicados 11 questionários.

¹ Nas estruturas organizacionais dos órgãos gestores (federal e estadual) esta nomenclatura se diferenciam (ICMBio Coordenação Regional e SEMA Diretoria de Áreas Protegidas). Para não precisar identificar cada um dos órgãos, utilizou-se a expressão "Coordenação Geral de UC" para expressar a hierarquia que existe entre o Gestor de UC e o gestor de cada uma das UCs, que mantém subordinação direta com aquela, seja no âmbito federal ou no estadual.

Resultados

Produção científica das IES e ICTS nas seis Unidades de Conservação

No estado do Pará, foram registradas 41 Instituições de Ensino Superior e duas Instituições de Ciência e Tecnologia. Porém, somente em 11 Instituições foram encontrados registros de produção acadêmica e científica para as Unidades de Conservação estudadas. Foram contabilizados 405 registros de produção científica e acadêmica realizadas por pesquisadores, professores e alunos vinculados às IES e ICTs que desenvolveram pesquisas nas UCs. A Flona de Caxiuanã foi a que alcançou a maior produção (222 publicações), seguida pela APA Ilha de Algodoal-Maiandeuá e APA Ilha do Combu, com 70 e 41 publicações, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1. Produção acadêmica e científica em seis Unidades de Conservação do estado do Pará realizada por IES e ICT no período de janeiro de 2004 a outubro de 2014.

ANOS	APA Algodoal- Maiandeuá	APA Combu	FLONA Caxiuanã	PEMA	RESEX Chocoaré Mato Grosso	RESEX Mãe Grande de Curuçá	TOTAL
2004	2	0	6	1	0	0	9
2005	7	1	10	1	0	0	19
2006	2	2	14	2	0	0	20
2007	6	2	22	1	0	3	34
2008	7	1	21	1	12	5	47
2009	20	16	51	3	1	2	93
2010	5	3	12	3	0	6	29
2011	5	4	14	2	1	6	32
2012	4	4	11	4	0	7	30
2013	11	7	56	1	1	4	80
2014	1	1	5	1	0	4	12
TOTAL	70	41	222	20	15	37	405

A produção científica e acadêmica detalhada totalizou 16 livros, 127 capítulos de livros, 127 artigos, 10 teses de doutorado, 60 dissertações de mestrado e 65 monografias de especialização ou graduação (Tabela 2).

Na APA Algodoal-Maiandeuá foram encontrados 70 (17%) registros (1 livro, 17 capítulos de livros, 22 artigos, 09 dissertações e 21 monografias). A APA Ilha do Combu contribuiu com 41 (10%) trabalhos: 1 livro, 13

capítulos de livros, 14 artigos, 8 dissertações de mestrado e 5 monografias. Em 2013, o destaque foi para a publicação de 6 artigos científicos, que correspondeu a 5% (14) da produção nessa categoria no período.

Na Flona de Caxiuanã, a produção foi de 222 (55%) trabalhos: 7 livros, 82 capítulos de livros, 76 artigos, 9 teses, 28 dissertações de mestrado e 20 monografias. Com exceção dos anos de 2004 (n=6) e 2014 (n=5), a produção manteve-se relativamente equilibrada ao longo do período, com pouca concentração em 2007 (n=22), com destaque para a publicação de 14 artigos científicos, representando 19% (n=76) da produção nessa categoria no período. Em 2009 (n=51), devido à publicação do livro "Caxiuanã: desafios para a conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia", que oportunizou a publicação de 36 trabalhos, correspondendo a 44% dos registros encontrados na categoria de capítulos de livros, no período estudado (n=82) e 2013 (n=56), igualmente pelo lançamento do livro "Caxiuanã: paraíso ainda preservado", onde foram publicados 37 trabalhos, correspondendo a 45% das publicações em capítulos de livros no período (n=82).

Tabela 2. Produção acadêmica e científica por Unidade de Conservação do estado do Pará realizada por IES e ICT no período de janeiro de 2004 a outubro de 2014. L= Livro; CL= Capítulo de Livro; A= Artigo; T= Tese de Doutorado; D= Dissertação de Mestrado; M= Monografia (especialização e graduação).

Unidades de Conservação	Produção Científica						Total
	L	CL	A	T	D	M	
APA Algodual-Maiandeuá	1	17	22	0	9	21	70
APA Combu	1	13	14	0	8	5	41
FLONA Caxiuanã	7	82	76	9	28	20	222
PEMA	3	3	4	1	2	7	20
RESEX Chocoaré Mato Grosso	2	10	2	0	1	0	15
RESEX Mãe Grande de Curuçá	2	2	9	0	12	12	37
Total	16	127	127	10	60	65	405

No Parque Estadual Monte Alegre, foram produzidos 20 trabalhos (5%): 3 livros, 3 capítulos de livros, 4 artigos, 1 tese, 2 dissertações de mestrado e 7 monografias. Essa produção se destacou em 2012 (n=4), em face da publicação de dois livros: "Turismo e gestão do patrimônio arqueológico", além de um capítulo de livro e uma dissertação de mestrado, que corresponde a 20% dos registros contabilizados no período (n=20).

Na Reserva Extrativista Marinha Chocoaré Mato Grosso, a produção teve início em 2008, e até outubro de 2014 foram contabilizadas 15 produções (3,7%): 2 livros, 10 capítulos de livros, 2 artigos e 1 dissertação de mestrado. A expressividade numérica dessa produção é observada em 2008 (n=12), em face da publicação de um livro "A Flora da RESEX Chocoaré-Mato Grosso (PA): diversidade e usos", com a publicação de 10 trabalhos na categoria capítulo de livros, além de uma dissertação de mestrado, que corresponde a 80% de toda a produção contabilizada no período (n=15).

Na Reserva Extrativista Marinha Mãe Grande Curuçá, a produção a partir de 2007 foi de 37 produções (9%): 2 livros, 2 capítulos de livros, 9 artigos, 12 dissertações de mestrado e 12 monografias, que manteve a escala de produção variando entre 3 e 7 publicações/ano entre 2007 e 2014. Nos anos de 2010, 2011 e 2012, a produção se manteve no patamar de 6 e 7 publicações/ano, respectivamente.

A maior produção quantitativa registrada nas seis UCs esteve concentrada em ações individuais em uma ICT e nove IES. Ademais, outras produções em menor número foram registradas quando as Instituições de Pesquisa e Instituições de Ensino atuaram conjuntamente. Constata-se que o Museu Paraense Emílio Goeldi participou ativamente na maioria das parcerias (Figura 1).

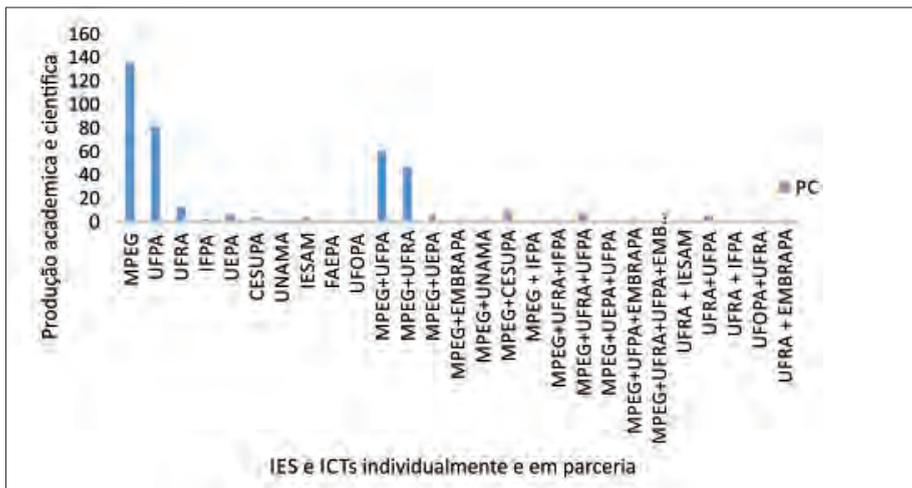


Figura 1. Produção acadêmica e científica por Instituição de Ensino Superior e Instituto de Ciência e Tecnologia do estado do Pará nas seis Unidades de Conservação no período de janeiro de 2004 a outubro de 2014. PC - Produção Científica.

Em ambas as situações, ou seja, tanto de forma individual quanto em parceria foram as Instituições que mais produziram utilizando estes sítios como área ou objeto de estudo. Este fato, assim como a maior produção acadêmica e científica da Flona de Caxiuanã, pode estar relacionado à vinculação desta UC à estrutura organizacional do MPEG, que mantém uma coordenação científica e uma coordenação de serviço de campo específicos para a Flona, e aos cursos pós-graduação (mestrado e doutorado) em parceria com a UFPA.

A classificação da produção nas seis UCs (n=405), de acordo com as grandes áreas do conhecimento, mostrou que a área de Ciências da Vida foi mais expressiva, com 246 registros (61%), seguida por Ciências Exatas, Tecnológicas e Multidisciplinares com 104 (26%), e Humanidades com 55 (13%) (Figura 2).

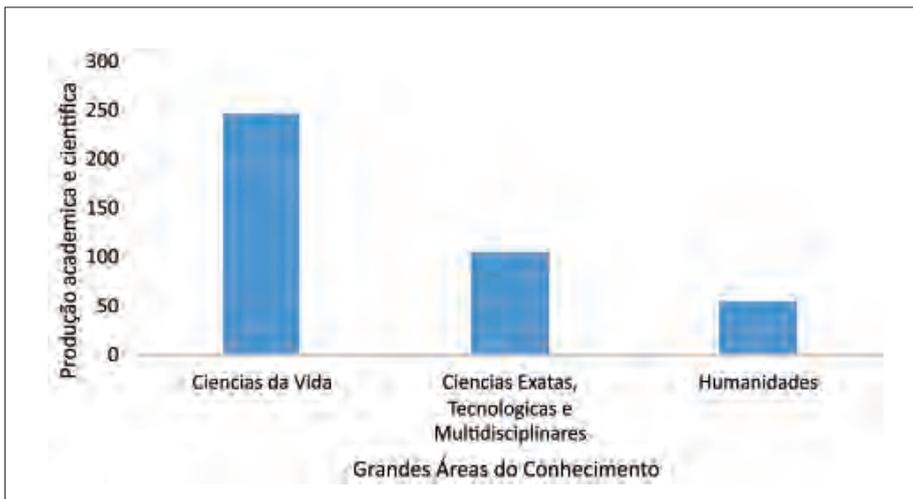


Figura 2. Grandes áreas do conhecimento da produção acadêmica e científica das IES e ICT em Unidades de Conservação do estado do Pará no período de janeiro de 2004 a outubro de 2014.

As pesquisas nas UCs estiveram concentradas principalmente na subárea da Biodiversidade (Figura 3).

Nas subáreas do conhecimento foram encontrados registros relacionados a quinze temas diferentes, porém, a Biodiversidade liderou, seguida por Ciências Ambientais, Ciências Sociais Aplicadas e Geociências. Contudo, a baixa produção na área de Humanidades com

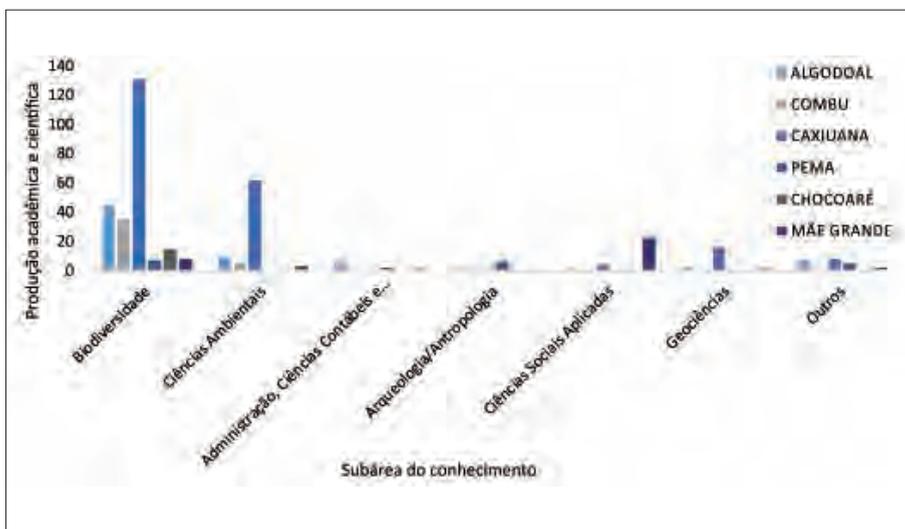


Figura 3. Subárea de conhecimento da produção acadêmica e científica distribuída por Unidades de Conservação do estado do Pará no período de janeiro de 2004 a outubro de 2014.

reflexos nas temáticas relacionadas às Ciências Sociais Aplicadas e Humanas evidencia que ainda existem lacunas do conhecimento em relação aos objetivos de cada UC, especialmente porque dentre as seis UCs estudadas, cinco são de Uso Sustentável.

A Flona de Caxiuanã, uma das UCs mais estudadas, registrou apenas 2% de sua produção acadêmica e científica nas temáticas relacionadas às Ciências Sociais Aplicadas.

A Reserva Extrativista Marinha Chocoaré Mato Grosso não registrou nenhum trabalho na área das Ciências Sociais Aplicadas, mantendo toda a sua produção na área da Biodiversidade. Essa UC ainda não dispõe de Plano de Manejo, porém tem despertado interesse das IES e ICTs do estado para a realização de pesquisas. Segundo o Presidente da Associação dos Usuários da Reserva Extrativista Marinha Chocoaré Mato Grosso (AUREM/MG), os resultados das pesquisas podem contribuir para a melhor gestão da Unidade, seu funcionamento e a manutenção dos recursos naturais.

A Reserva Marinha Mãe Grande Curuçá foi a UC com maior expressão em temáticas relacionada as Ciências Sociais Aplicadas, seguida pela

biodiversidade. Essa UC ainda não tem Plano de Manejo, porém, segundo o relato do Presidente da Associação de Usuários da Reserva Extrativista Marinha Mãe Grande Curuçá (AUREMAG), a UC é bastante procurada por professores, pesquisadores e alunos para a realização de pesquisas, o que gera expectativas sobre esses resultados, especialmente para auxiliar a Associação na apresentação de projetos de interesse das populações junto às Universidades/Editais.

Nas demais UCs na categoria de uso sustentável, a temática relacionada à área das Ciências Sociais foi pouco expressiva, como p.ex. a APA Ilha do Combu, que registrou apenas 2% da sua produção nesta área. Essa UC ainda não tem Plano de Manejo e, embora a sua localização esteja próxima a cidade de Belém e das sedes das principais IES e ICTs, ainda é pouco procurada para estudos na área das Ciências Sociais.

A APA Algodoal-Maiandeuá, embora já disponha de Plano de Manejo, o que poderia facilitar uma maior articulação com as IES e ICTs, sua produção acadêmica e científica na área das Ciências Sociais Aplicadas foi de 17%.

O Parque Estadual Monte Alegre, embora seja uma UC de Proteção Integral, tem no seu entorno a APA Paytuna, onde estão localizadas seis comunidades cujas famílias, até a criação dessas duas UCs, mantinham uma estreita relação de uso de recursos naturais e com a área do Parque. No entanto, apresentou somente 10% da produção na área de Ciências Sociais Aplicadas. A área das Ciências Humanas foi mais expressiva com 45% dos registros. A UC já dispõe de Plano de Manejo aprovado pelo órgão gestor, e no município de Santarém, próximo a Monte Alegre, além da sede da UFOPA e um Campus da UEPA, estão sediadas IES privadas, como a Faculdades Integradas do Tapajós (FIT), Centro Universitário Internacional UNINTER, dentre outras.

De acordo com os gestores das UCs, mesmo que haja um planejamento que identifique as necessidades das ações de pesquisa da UC, seja ou não por meio do Plano de Manejo, as IES e ICTs realizam suas pesquisas com base em suas próprias demandas/necessidades. Por sua vez, os gestores de IES e ICTs relataram que a decisão sobre os locais onde as pesquisas são realizadas é motivada por diversos fatores, como apoio a um projeto específico em determinada área geográfica e do conhecimento; a disponibilidade de financiamento; e seja área de interesse dos pesquisadores/professores.

As relações entre gestores de Unidades de Conservação, Instituições de Ensino Superior e Instituições de Ciência e Tecnologia

Foram aplicados questionários a cada um dos gestores das seis Unidades de Conservação. Cinco responderam. Constatou-se que todos conhecem as Instituições que desenvolvem pesquisas nas UCs sob sua gestão, como também o tempo de início das pesquisas.

Quanto à UC dispor de um planejamento que identifique as necessidades das ações de pesquisa com base no seu Plano de Manejo ou se as IES e ICTs realizam essas pesquisas com base em suas próprias demandas/necessidades, foi registrado por dois gestores que “as IES e ICTs realizam essas pesquisas com base em suas próprias demandas”. Outros dois informaram que “embora as UCs disponham de um planejamento com as necessidades de pesquisa descrita no Plano de Manejo [...] as IES e ICTs, em sua maioria, realizam suas pesquisas sem considerar estas necessidades”. Apenas um afirmou que não há planejamento e tampouco as pesquisas atendem às necessidades da UC, ou seja, as pesquisas são realizadas ao acaso.

Com relação à disponibilidade na UC das informações/resultados sobre as pesquisas realizadas pela IES e ICTs, quatro gestores disseram que dispõem de poucas informações porque só “alguns pesquisadores e instituições têm essa preocupação, mas a maioria não envia os resultados das pesquisas ao gestor”. Apenas um gestor informou que existe “um grande número de informações” sobre as pesquisas realizadas na UC que gerencia.

Quanto à existência de dificuldade no relacionamento com as IES e as ICTs para a execução dos projetos de pesquisa nas UCs, três gestores afirmaram que há dificuldade de relacionamento, porque “difícilmente as IES e ICTs se importam em informar ou discutir suas linhas de pesquisas e/ou trabalhos [...]” que pretendem realizar na UC, pela “falta de cadastro no SISBIO e a falta de retorno dos resultados das pesquisas desenvolvidas à UC, em sua maioria, depois que conseguem a liberação da Pesquisa não cumprem o acordado, que é a disponibilização dos resultados”; e “quanto ao resultado das pesquisas, na sua maioria não é repassado para a gestão da unidade; dois afirmaram que não há dificuldade no relacionamento com os pesquisadores”, mas alguns pesquisam no

anonimato perante o poder público". Disseram, ainda, que o órgão gestor da UC "tem como diretriz estimular a realização de pesquisas científicas nas UCs" e não oferecem nenhum obstáculo neste sentido.

Da consulta às Coordenações Gerais de UC em nível federal e estadual, apenas uma (estadual) respondeu ao questionário, informando que tem ciência das IES e ICTs que realizam pesquisas nas UCs sob sua coordenação, inclusive do histórico acerca do início das pesquisas em cada uma e de que nos últimos 10 anos, salvo algumas exceções, as pesquisas foram autorizadas pelo órgão gestor que representa.

Quando consultado sobre a existência de um planejamento com as ações de pesquisa prioritárias para as UCs, informa que "as ações de pesquisas estão indicadas nos respectivos Planos de Manejo" das UCs que dispõem desse instrumento.

Devido à distância das UCs, a falta de pessoal e equipamentos de comunicação há dificuldade na liberação das autorizações de pesquisa. Porém, com a realização das pesquisas, o relacionamento melhorou com algumas IES e ICTs, mas com outras carece de diálogo, inclusive em face da deficiência de divulgação sobre as UCs.

Há deficiência, também, de informações sobre os resultados das pesquisas realizadas nas UCs, pois são poucas as IES e ICTs que encaminham os relatórios dos projetos de pesquisa. No presente, está em discussão e elaboração de procedimentos que obriguem as Instituições a encaminharem os relatórios em meio físico e digital, pois tanto a Coordenação Geral quanto os gestores das UCs utilizam em algum momento essas informações.

Da consulta aos 11 gestores de IES e ICTs, apenas três responderam o questionário (UFRA, MPEG e CESUPA). A UFRA teve atuação na Flona de Caxiuanã, na Resex Chocoré Mato Grosso e APA Ilha do Combu, tanto com pesquisas acadêmicas (dissertações de mestrado) quanto científicas nas áreas das Ciências Biológicas e Agrárias, inclusive uma delas premiada. Essas pesquisas foram realizadas individualmente ou em parceria, porém, não há registro do período de realização. Contudo, a decisão de pesquisar nas UCs, depende de financiamento. Geralmente as pesquisas estão alinhadas aos interesses da UCs, mas não estão inseridas no planejamento da Instituição. Daí, conclui-se que as pesquisas são realizadas sob a demanda da UC, mediante aporte de recurso para financiá-la.

O MPEG já desenvolveu pesquisas acadêmicas (mestrado e doutorado) e científicas nas seis UCs, em três delas iniciadas na década de 1980 na APA Algodoal-Maiandeuá (área de botânica); APA Ilha do Combu (área de botânica) e no PEMA (nas áreas de botânica e arqueologia). Na década de 1990, na Flona de Caxiuanã (em todas as suas áreas de atuação) e na década de 2000 nas Resex Chocoaré Mato Grosso (área de botânica, botânica econômica e fitoquímica) e Mãe Grande Curuçá (na área de ciências humanas, aspectos etnoecológico e sociocultural; e Ciências da Terra, aspectos geológicos). Mantêm parceria formalizada com o ICMBio, por meio de Termo de Compromisso, objetivando a cessão da Flona de Caxiuanã para a realização das atividades de pesquisa. Na Flona foi construída pelo MPEG a Estação Científica Ferreira Penna (ECFPn), com uma área de 2.000 m² que dá suporte às atividades de pesquisa realizadas nessa UC.

Com relação à parceria dessa ICT com a Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA), eventualmente há algumas demandas pontuais de colaboração do Museu, mas na prática não tem resultado em uma relação de parceria, seja formal ou informal. No entanto, pesquisadores formalmente designados compõem os Conselhos Gestores de diversas UCs localizadas no estado do Pará.

As decisões acerca da realização das pesquisas no âmbito do MPEG são tomadas pelos pesquisadores, por motivações diversas. Quando o órgão gestor solicita formalmente o apoio para um projeto específico em determinada UC, os pesquisadores são consultados e, dependendo da área a ser estudada, haverá ou não interesse. Os pesquisadores das áreas de zoologia e botânica normalmente se interessam por todas as localidades propostas, devido ao interesse na prospecção da distribuição geográfica das espécies.

As pesquisas desenvolvidas pelo Museu Goeldi em UCs atendem tanto aos interesses da instituição quanto aos dessas áreas protegidas. Em geral, os objetivos são comuns, mas algumas pesquisas são realizadas para atender ao interesse das UCs, a exemplo daquelas voltadas especificamente para a elaboração de Plano de Manejo, porque são demandadas pelos respectivos órgãos gestores.

Os gestores da UFRA e do MPEG divergem da posição dos gestores das UCs, principalmente com relação ao fato de as pesquisas atenderem

tão somente as demandas institucionais das IES e ICTs, sem levar em conta os interesses da UCs.

O CESUPA realizou trabalhos na Resex Marinha Mãe Grande Curuçá, na APA Ilha do Combu e na APA Algodual-Maiandeuá, de modo descontínuo, desde 2009, por intermédio dos alunos do curso de Ciências Ambientais. Foram trabalhos pontuais, como: Diagnóstico Ambiental, Impactos ambientais, Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, Direito ambiental, entre outros de interesse do próprio curso.

A parceria que essa IES mantém com a Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA) deve-se à representação no Conselho Estadual de Recursos Hídricos, para o qual os membros são formalmente indicados para contribuir nas discussões que ocorrem nas diversas câmaras e nas tomadas de decisão. As pesquisas em UCs foram realizadas principalmente pelos alunos do curso de Ciências Ambientais, em diversas áreas de interesse do curso, tais como APA, Flona, Parques, Áreas degradadas etc. A decisão sobre os locais de pesquisas não esteve em consonância com o Plano de Manejo ou demanda dos órgãos gestores das UC, mas somente ao planejamento interno do CESUPA.

Discussão

A análise quantitativa da produção científica, além de medir a difusão do conhecimento científico e o fluxo de informações sobre enfoques diversos (Vanti, 2002) ajuda a compreender a dimensão e a natureza das atividades de pesquisa desenvolvidas pelas Instituições e pesquisadores, nas diferentes áreas do conhecimento, em diversos países (Bittencourt & Paula, 2013).

No contexto dos objetivos estabelecidos pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), as UCs devem “proporcionar meios e incentivos para atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento ambiental” (Cap. II, Art. 4º, Inciso X). Para dar efetividade a este objetivo, especialmente para fins de conservação, o SNUC, no Capítulo IV, que trata “da criação, implantação e gestão de unidades de conservação” estimula essa aproximação entre as UCs e a comunidade. No Art. 32 prevê:

Art. 32. Os órgãos executores articular-se-ão com a comunidade científica com o propósito de incentivar o desenvolvimento de pesquisas sobre a fauna, a flora e a ecologia das unidades de conservação e sobre formas de uso sustentável dos recursos naturais, valorizando-se o conhecimento das populações tradicionais (Brasil, 2000).

Embora não esteja sendo discutido no presente estudo as razões pelas quais as seis UCs (1 Parque, 2 APAS, 1 Flona e 2 Resex) foram criadas, é oportuno enfatizar os objetivos específicos de cada uma, segundo o SNUC:

Art. 11. O Parque Nacional tem como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico (Brasil, 2000).

Art. 15. A Área de Proteção Ambiental é uma área em geral extensa, com um certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (Brasil, 2000).

Art. 17. A Floresta Nacional é uma área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas e tem como objetivo básico o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas (Brasil, 2000).

Art. 18. A Reserva Extrativista é uma área utilizada por populações extrativistas tradicionais, cuja subsistência baseia-se no extrativismo e, complementarmente, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte, e tem como objetivos básicos proteger os meios de vida e a cultura dessas populações, e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da unidade. (Brasil, 2000); grifos da autora).

O Parque Estadual Monte Alegre é a única dentre as seis UCs classificada na categoria de Proteção Integral, e as demais pertencem à categoria de Uso Sustentável. Contudo, em ambas as categorias a pesquisa científica, quando não é prevista, é permitida e incentivada, posto que, o Art. 4º, Inciso X do SNUC, define explicitamente entre os treze objetivos das UCs o de “proporcionar meios e incentivos para atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento ambiental”, com o fim primordial de conservar os recursos da biodiversidade.

Para tanto, o próprio SNUC, em seu Art. 32, estabelece uma forte ligação entre os seus executores com a comunidade acadêmica e científica nos propósitos de conservação da biodiversidade em UC (Castro & Pisciotta, 2012).

As Unidades de Conservação são componentes essenciais para a conservação da biodiversidade e desempenham um importante papel para o bem-estar da sociedade (Banzato et al., 2012). Segundo Medeiros (2006), a plena gestão da biodiversidade, em consonância com os três paradigmas estabelecidos pela Convenção Sobre a Diversidade Biológica (conservação, uso sustentável e repartição justa e equitativa dos benefícios), está envolta em três dimensões: científica (conhecer a biodiversidade), política (gerir a biodiversidade) e a social (repartir os benefícios oriundos da utilização da biodiversidade e representa um desafio a ser compartilhado entre os setores envolvidos e interessados).

Partindo desses pressupostos, e sendo as UCs importantes instrumentos de gestão da biodiversidade, é imperativo geri-las de modo eficaz, para conservação dos recursos nelas existentes em benefício das presentes e futuras gerações. Sendo assim, as pesquisas científicas são prioritárias nessas áreas, pois, além de integrar os componentes técnicos que justificam a sua criação (Bittencourt & Paula, 2013), oferecem aos gestores o suporte científico que os auxiliam nas tomadas de decisão, assim como para a elaboração do Plano de Manejo e para capacitação de monitores.

Por outro lado, Castro (2004) afirma que as UCs foram criadas, em parte, para suprir as necessidades da ciência e, nesse aspecto, funcionam como “laboratório vivo” a serviço dos pesquisadores e das suas universidades. Observa-se, portanto, que há uma via de mão dupla entre a pesquisa e a gestão de UC. Neste aspecto, a mútua cooperação entre gestores e academia representada pelas IES e ICTs é fundamental para que as UCs tenham efetividade no cumprimento dos seus objetivos diretamente relacionados a gestão da biodiversidade.

A produção acadêmica e científica das IES e ICTs ao longo dos últimos dez anos demonstrou que as UCs cumprem com o objetivo de incentivar a pesquisa científica, mas devido à falta de articulação institucional entre os gestores, a pesquisa não está contribuindo para a gestão dessas áreas protegidas e tampouco para a gestão da biodiversidade.

A baixa produção acadêmica e científica na área de Humanidades, com reflexos nas temáticas relacionadas às Ciências Sociais Aplicadas e Humanas, comprova lacunas de conhecimento em relação aos objetivos de cada UC, especialmente porque dentre as seis UCs estudadas, cinco são de Uso Sustentável

De acordo com o SNUC, as UCs de Uso Sustentável têm por objetivo “compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais” (Art. 7º, § 2º), o que envolve uma diversidade de aspectos relacionados à história, cultura e modo de vida das populações locais. Essa lacuna pode ser atribuída à falta de uma agenda política, seja institucional, regional ou mesmo nacional entre os órgãos gestores e as IES e ICTs que integre esforços mútuos na geração de conhecimentos que atendam à política acadêmica, científica e institucional e os objetivos ou a “vocação” de cada UC.

Por outro lado, há discordância entre gestores de IES e ICT em relação aos gestores das UCs, quando estes afirmam que as pesquisas nas UCs atendem somente às demandas daquelas, sem contar que ainda há dificuldades no relacionamento entre essas instituições. Esta situação demonstra a ausência de uma política que integre esforços entre órgãos gestores de UC, IES e ICT, com o fim de buscar os elementos que permitam suprir as lacunas funcionais e institucionais, com vistas ao cumprimento dos objetivos para os quais as UCs foram criadas.

Este não é um fato isolado no estado do Pará. Estudos realizados em outras regiões do país também relatam que a gestão precária das UCs no Brasil se deve à falta de vontade política, ausência de recursos e pessoal, falta de instrumentos de planejamento adequados, entre outros, justificando que apenas a criação das UCs não garante a sua efetiva implementação, pois requer dos órgãos gestores (federal, estadual, municipal ou proprietário particular) as condições adequadas de infraestrutura, de recursos financeiros e pessoais, regularização fundiária, articulação interinstitucional, bem como investimentos financeiros contínuos e estímulo à pesquisa científica (Artaza-Barrios, 2007; Filho et. al., 2012; Banzato et al., 2012), o que, sem dúvida, requer o estabelecimento de parcerias entre as organizações interessadas/setores interessados, sejam públicos ou privados (Acevedo, 2013).

Estudos de Banzato et al. (2012) demonstraram que, dentre outras, as pesquisas científicas em UC são destaque, também, como força propulsora fundamental. Contudo, é necessário identificar:

[...] as lacunas do conhecimento sobre a área que mais impeçam a tomada de decisão na gestão e grupos de que trabalham com esses assuntos para o estabelecimento de parcerias e convênio com universidades e institutos de pesquisa, bem como ONGs interessadas, oferecendo estímulos para a realização de pesquisas de longo prazo e participação em campanhas científicas.

Segundo Younés & Garay (2006), “[...] as graves lacunas de conhecimento científico apropriado representam ainda um ‘handicap’ constante frente aos esforços de desenvolvimento”. Reafirmando que, na origem, o conceito de biodiversidade foi elaborado por cientistas de diversas disciplinas das ciências naturais e sociais, os autores enfatizam que:

[...] as publicações científicas no transcurso das últimas décadas se contam aos milhares, mas pode-se constatar que as abordagens permanecem amiúde, fragmentárias, sectoriais e monodisciplinares. Por exemplo, a maioria das pesquisas sobre biodiversidade enfoca níveis genético, taxonômico e ecológico separadamente uns dos outros; as espécies vivas, animais, vegetais e micro-organismos, são com frequência concebidas, tal qual peças de um mosaico, separadas entre si e de seu ambiente e os estudos que consideram os sistemas naturais na sua complexidade são raros, tão raros quanto aqueles que integram as suas dimensões humanas.

As lacunas do conhecimento decorrentes da falta de estudo em determinadas áreas, se por um lado limita a capacidade de tomar decisões em apoio à gestão da biodiversidade, por outro, constituem-se em oportunidades para estabelecer a interação entre as Instituições gestoras de UCs, IES e ICT, na perspectiva de reduzir estas distâncias. Estudos realizados em UCs relatam que “os pesquisadores não transferem seus conhecimentos para os órgãos gestores e esses não buscam as informações técnicas” (Ferreira & Figueiredo, 2011). Este fato foi também constatado neste estudo.

Por outro lado, os gestores de UC não dispõem de mecanismos claros e rígidos para exigir esta contrapartida das IES e ICT. No entanto, por força do próprio SNUC, a ciência está fortemente atrelada às UCs, uma vez que para a criação, implementação e gestão das UCs, os órgãos executores devem articular-se com a comunidade científica com o objetivo de incentivar e desenvolver a pesquisa científica (Brasil, 2000). Além disso, constitui-se em um arranjo necessário à boa gestão das Unidades de Conservação e, conseqüentemente, da biodiversidade, segundo os parâmetros definidos pela CDB e PNB, de promover, de forma integrada, a conservação da biodiversidade e a utilização sustentável de seus

componentes, com a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos, de componentes do patrimônio genético e dos conhecimentos tradicionais associados a esses recursos (MMA, 2015).

Porém, é possível que essas lacunas também, estejam relacionadas à falta de clareza do próprio conceito de biodiversidade, que por vezes não considera os sistemas naturais na sua complexidade ou tampouco integram as dimensões humanas (Younés & Garay, 2006). De todo modo, esta constatação seria tão somente mais uma oportunidade de proposições e estreitamento das relações de parceria, com vistas aos propósitos antes mencionados.

Conclusão

A produção acadêmica e científica produzida pelas IES e ICTs ao longo dos últimos dez anos, embora com lacunas em importantes áreas do conhecimento, revelou que as UCs cumprem com o objetivo de incentivar a pesquisa científica. Entretanto, não existe articulação institucional entre os gestores, especialmente com relação a uma proposta de agenda de pesquisa em que haja convergência de esforços na direção de interesses comuns. O conhecimento produzido nas UCs não está contribuindo para a gestão dessas áreas protegidas e, portanto, não auxiliam na gestão da biodiversidade consoante os paradigmas da CDB, de conservar, usar de forma sustentável e repartir com justiça e equidade os benefícios que dela se originarem.

As IES e ICTs que desenvolvem pesquisas em UCs, mesmo visando atender suas próprias demandas em áreas do conhecimento de interesse dos pesquisadores/professores individualmente, mantêm uma produção acadêmica e científica que está disponível, mas não é acessada nem demandada pelos gestores das UCs ou tampouco informadas pelos gestores das IES e ICTs. Há, por assim dizer, uma fragilidade na comunicação entre as IES, ICT e gestores de UCs, já que não dispõem de mecanismos eficientes para o monitoramento das pesquisas e dos resultados alcançados por meio da produção acadêmica e científica, visando sua aplicação em benefício da conservação e utilização sustentável dos recursos da biodiversidade. Para superar esses problemas, propõe-se:

- a) Uma política institucional integrada, seja em nível regional ou nacional, que objetive efetivar a articulação interinstitucional, com o propósito de desenvolver e formalizar parcerias em que as agendas de pesquisas atendam aos interesses recíprocos das UCs, IES e ICTs.
- b) Mecanismos de comunicação eficientes que fortaleçam as relações de parceria entre gestores de UCs, IES e ICTs, visando o acompanhamento da produção acadêmica e científica, bem como a sua aplicação em benefício da gestão da biodiversidade.

Referências

- Araujo, M. A. R. 2007. **Unidades de Conservação no Brasil: da República à Gestão de Classe Mundial**. Belo Horizonte: SEGRAC.
- Acevedo, L. E. D. et al. 2003. Proteção ambiental, as unidades de conservação públicas do estado do Paraná-Brasil e as contribuições das organizações não governamentais. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, 1(27): 45-54.
- Artaza-Barrios, O. H. 2007. Análise da efetividade do manejo de duas Áreas de Proteção Ambiental do Litoral Sul da Bahia. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 7(2): 117-128.
- Albernaz, A. L. M. 2014. Biodiversidade e unidades de conservação. In: Vieira, I. C. G; Toledo, P. M; Junior, R. A. O. S. (Org.). **Ambiente e sociedade na Amazônia: uma abordagem interdisciplinar**. Rio de Janeiro: Garamond.
- Banzato, B. M. et al. 2012. Análise ambiental de unidades de conservação através dos métodos swot e gut: o caso do Parque Estadual Restinga de Bertiooga. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, 6 (1): 38-49.
- Bensusan, N. et al. 2006. **Biodiversidade: para comer, vestir ou passar no cabelo? Para mudar o mundo**. São Paulo. Peirópolis.
- Bittencourt, L. A. F.; Paula, A. 2013. Análise da Cienciometria de Produção Científica em Unidades de Conservação Federais do Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, 8 (17):2055-2054.
- Brasil. Congresso Nacional. **Lei 9.985 de 19 de julho de 2000** (Lei do SNUC). Brasília, DF: Diário Oficial da União.
- Brasil. **Convenção da Diversidade Biológica**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/convencao-da-diversidade-biologica>>. Acesso em: 27/04/ 2015.
- Brasil. **Política Nacional da Biodiversidade**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/politica-nacional-da-biodiversidade>>. Acesso em: 27/04/2015.
- Castro, P. F. D. 2004. **Ciência e gestão em Unidades de Conservação: o caso do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR)**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Campinas, Campinas.

Castro, P. F. D.; Pisciotto, K. R. 2012. Vocação entre a ciência e as áreas naturais protegidas no Brasil. In: Lima et. al. (Org.). **Gestão, pesquisa e conservação em Áreas Protegidas**. Viçosa: [s.n.t.].

Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **Ciência para o desenvolvimento sustentável global: contribuição do Brasil**. Síntese dos Encontros Preparatórios ao FMC 2013. Brasília, 2013.

Ferreira, E. T.; Figueiredo, C. A. 2011. Importância das pesquisas científicas na gestão da Área de Proteção Ambiental de Gercinó-Mendanha. **IX Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**. Brasília-DF.

Filho, et. al. 2012. Unidades de Conservação na Caatinga: a realidade da conservação de um ecossistema semiárido no Nordeste do Brasil. In: Lima et. al. (Org.). **Gestão, pesquisa e conservação em Áreas Protegidas**. Viçosa, MG.

ICMBio-Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Unidades de Conservação**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros.htm>>. Acesso em: 01/04/2015.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Área Territorial Brasileira**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default_territ_area.shtm>. Acesso em: 24/03/2015

Medeiros, R. 2006. Desafios à gestão sustentável da biodiversidade no Brasil. **Floresta e Ambiente**, 13 (2): 1-10.

Mourão, E. S. 2010. **Pesquisa científica e gestão nas Unidades de Conservação Federais do Amazonas**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

MMA-Ministério do Meio Ambiente. **Dados Consolidados**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados>>. Acesso em: 24/03/2015.

MMA-Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Protegidas**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-gerar-relatorio-de-uc>>. Acesso em: 17/04/2015.

Padúa, C. V.; Chiaravalloti, R. M. 2012. Pesquisa e conhecimento em Unidades de Conservação. In: Cases, M. O. **Gestão de Unidades de Conservação: compartilhamento de uma experiência de capacitação**. Brasília: WWF-Brasil/IPE.

SNUC-Sistema Nacional de Unidades de Conservação. 2004. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000 e vetos da presidência da República ao PL aprovado pelo congresso Nacional. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2000. 2 ed. ampl. 76 p. **Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**: série conservação e áreas protegidas, 18. São Paulo.

Vanti, N. A. P. 2002. Da bibliometria à webometria: uma exploração conceitual dos mecanismos utilizados para medir o registro da informação e a difusão do conhecimento, Brasília, **Ciência da Informação**, 31 (2):152-162.

Younés, T.; Garay, I. 2006. As dimensões humanas da biodiversidade: o imperativo das abordagens integrativas. In: Garay, I.; Becker, B. K. **Dimensões humanas da biodiversidade: o desafio de novas relações sociedade-natureza no século XXI**. Petrópolis: Vozes.

Trabalho, natureza e mercado: a dinâmica do comércio de produtos regionais em Belém

Iraneide Souza Silva & Edna Maria Ramos de Castro

RESUMO

Este artigo analisa algumas dimensões da relação trabalho x natureza, mais especificamente o uso social de espécies que compõem a rica biodiversidade amazônica, chegadas aos mercados urbanos e transformadas pelo trabalho de extrativistas, agricultores, coletores, apanhadores de açaí, erveiros, pescadores – o que chamamos de sociobiodiversidade. A pesquisa buscou entender as formas de organização do trabalho e a geração de renda de diversos segmentos de trabalhadores que atuam nos fluxos comerciais de produtos florestais não madeireiros de valor alimentar, medicinal, ornamental, artesanal e outros usos, inseridos no mercado local para fins de comercialização. O estudo ancora-se no referencial teórico-metodológico das ciências sociais, sobre trabalho, mercado e sociobiodiversidade, considerando o universo de portos, feiras e mercados localizados na orla fluvial da cidade de Belém. A coleta de dados foi junto a 138 trabalhadores que atuam no Complexo do Ver-o-Peso, Porto da Palha, Porto do Açaí/Complexo do Jurunas e Feira da Orla de Icoaraci, pela relevância desses espaços na circulação de produtos regionais e na inserção de mão de obra ao mercado informal, prevalecendo o trabalho masculino, a organização individual e familiar não assalariada e a faixa de renda de um a três salários mínimos para diversas categorias de trabalhadores urbanos.

Introdução

A história econômica da Amazônia mostra que a biodiversidade é uma fonte importante de recursos para atividades agroextrativistas e industriais (Castro, 1999), na produção de alimentos, fármacos, cosméticos, bem como nos grandes empreendimentos voltados à mineração, ao agronegócio e à produção de energia. O interesse econômico pelos recursos naturais foi determinante na ocupação do território, no surgimento dos núcleos urbanos, nos fluxos produtivos, no desenvolvimento econômico e nas relações de poder (Castro, 1999).

Na associação desta temática ao contexto local, este artigo visa contribuir para o entendimento das formas de reprodução do trabalho empreendido na conversão de produtos florestais não madeireiros (PFNMs) em bens de troca para fins alimentícios, medicinais, ornamentais, artesanais, ritualísticos e outros usos, considerados aqui como sociobiodiversidade¹, com ênfase nas dimensões socioeconômicas, culturais e ambientais, envolvendo diversos segmentos que atuam no mercado informal em Belém (PA).

Dessa forma, propusemos uma abordagem sobre o uso social da biodiversidade no bojo das discussões da viabilidade de se promover o desenvolvimento aliado à sustentabilidade. Nesse cenário, podemos questionar: Quais espécies estão sendo ameaçadas, valorizadas e preservadas? Quais delas interessam ao grande mercado? As madeiras? As plantas medicinais? Na contramão, nosso propósito foi identificar aspectos do trabalho informal vinculado à comercialização de produtos regionais, especialmente aqueles que estão na nossa mesa, na culinária, na medicina popular, nas ruas, nas feiras, no cotidiano das pessoas e das cidades, que agregam valor econômico e cultural, e dinamizam os fluxos comerciais nas feiras, mercados e portos da orla fluvial de Belém.

Neste aspecto, pretende-se dar visibilidade aos benefícios da sociobiodiversidade para além do âmbito rural, extensivos ao contexto urbano, na geração de trabalho e renda a um grande contingente de trabalhadores envolvidos no comércio de produtos regionais. Objetiva-se, ainda, identificar especificidades do mercado informal, considerando, entre outras variáveis, os agentes envolvidos, as categoriais de trabalho, a composição da renda, os produtos ofertados, os fatores ambientais e as condições de trabalho, tomando por base o universo de 138 trabalhadores que atuam em portos, feiras e mercados localizados na orla fluvial de Belém. A coleta de dados foi realizada no Porto da Palha, Porto do Açaí e Complexo de Abastecimento do Jurunas (orla sul); no Complexo do Ver-o-Peso (orla central) e na Feira da Orla de Icoaraci (orla oeste), considerados estratégicos para escoamento da produção

¹ Termo utilizado em consonância com as diretrizes do Plano Nacional de Promoção das Cadeias de Produtos da Sociobiodiversidade (BRASIL, 2009).

do interior do Pará e abastecimento das feiras e mercados existentes na cidade (Silva, 2011).

Na aproximação da sociobiodiversidade com o trabalho, o foco de deste estudo volta-se às formas de organização das atividades comerciais, buscando conhecer, ainda, a disponibilidade de produtos regionais para o conjunto da cidade de Belém e para os atores sociais inseridos na comercialização realizada no ambiente urbano. Assim, a cidade converte-se em espaço de interações que se estabelecem entre o urbano e o rural, vistos tradicionalmente de forma isolada, mas que são permeados por uma complexidade de relações e vínculos (Nunes, 2008). Nesse sentido, a orla fluvial é o lócus de observação, delimitando os principais espaços de distribuição dos produtos oriundos das ilhas de Belém e de várias localidades do interior do Pará.

Pela complexidade do tema, o estudo filia-se às ciências sociais, em diálogo com outras áreas do conhecimento, pela “possibilidade de ruptura das abordagens tradicionais” (Castro, 2006), numa perspectiva multidisciplinar. Em sentido amplo, esta abordagem vincula-se às inter-relações entre sociedade e ambiente (Vieira, 1993, p. 16) ou trabalho e natureza, considerando o uso social da biodiversidade aliada ao trabalho informal, que agrega vários segmentos e categorias no comércio de produtos regionais em Belém, considerando as especificidades de uma metrópole amazônica que tem como determinante histórico a exploração e aproveitamento dos recursos naturais e/ou florestais.

Ao focar a inserção dos recursos e benefícios da sociobiodiversidade na dimensão urbana, descortina-se o universo do trabalho que aciona os fluxos comerciais nos portos, feiras e mercados de Belém, partindo da hipótese de que muitas espécies da biodiversidade amazônica (PFNMs) transcendem o seu valor de uso e agregam capital econômico e simbólico, pois refletem os modos de vida e os traços culturais da região, e ainda garantem a reprodução social de trabalhadores rurais e urbanos (Silva & Castro, 2014). No campo social, evidenciam-se as formas de organização do trabalho dos agentes envolvidos na cadeia comercial de produtos regionais, objetivando aprofundar o conhecimento da realidade local, indicar demandas sociais para subsidiar a formulação de políticas públicas e novos parâmetros para estudos em diversos campos do conhecimento.

Belém e seus portos, feiras e mercados populares

No contexto atual, Belém reproduz o modelo de sociedade moderna, nos rumos da Amazônia contemporânea, em resposta às exigências do mercado mundial, onde as cidades expressam “os processos de acumulação e de concentração de capital e a precarização crescente das relações produtivas que aprofundam e atualizam as contradições entre capital e trabalho” (Castro, 2008, p. 16; Cruz, Castro & Sá, 2011). Seguindo esta tendência, emergem novos espaços de comunicação entre as populações, inserção de padrões produtivos, expansão e verticalização do espaço, ao tempo em que coexistem padrões tradicionais de produção de bens e serviços, de informalidade acompanhada da precarização da vida urbana (Castro, 2006, p. 14). Essa coexistência reproduz os traços culturais e as particularidades de uma grande cidade que avança na dinâmica da metropolização, mas também abriga comunidades com modos de vida tipicamente ribeirinhos (Lisboa, 2009).

Belém localiza-se na confluência da baía do Guajará com o rio Guamá, tendo os rios e igarapés como dinamizadores da vida urbana (Moreira, 1966, p. 63), abrangendo uma área de 1.059,458 km² e uma população estimada em 1.432.844 habitantes, distribuída 71 bairros e densidade demográfica de 1.315,26 hab/km² (IBGE/Cidades, 2014). A Região Metropolitana (RMB) engloba os municípios de Belém, Ananindeua, Marituba, Benevides, Santa Bárbara, Santa Izabel e Castanhal, e a região insular é formada por um conjunto de 39 ilhas. A região insular não se define somente por manter áreas preservadas, incluindo-se a Área de Proteção Ambiental Ilha do Combu (APA Combu), mas também pela vocação turística de algumas e, principalmente, pela produção extrativista que abastece os centros urbanos, em especial Belém, pela facilidade de acesso por via fluvial.

Ao aportar nas grandes cidades, os produtos regionais expressam outra dimensão da sociobiodiversidade, gerando benefícios tanto para os produtores rurais e comerciantes quanto aos consumidores que preservam os hábitos e costumes locais, valorizando os traços culturais paraenses.

A cidade de Belém é o principal polo de escoamento dos produtos regionais através do comércio varejista nos portos, feiras e mercados, que resistem à força empresarial dos supermercados e *hipercenters*,

na rede de abastecimento da cidade. Além disso, são considerados espaços de socialização nos respectivos bairros e de interações rural-urbano (Silva & Castro, 2013).

Nesta pesquisa, conhecer os espaços de comercialização da cidade foi essencial. O trabalho de campo incluiu a visita a 50 feiras, mercados, hortomercados e portos cadastrados pela SECON/DFMP, para georrefenciamento por GPS de todos os espaços e atualização endereços, sendo identificadas cinco feiras ainda não cadastradas pela SECON. Esses dados possibilitaram a elaboração do mapa localização dos espaços (Figura 1), produzido pela equipe do Laboratório de Sensoriamento Remoto do Museu Paraense Emílio Goeldi (UAS/MPEG) e incorporado ao banco de imagens institucionais.

Na maioria dos espaços observou-se a precariedade na infraestrutura, nos serviços e nas condições de trabalho, pois não seguem as normas da SECON quanto aos padrões de higiene, visto que muitos produtos são expostos ao ar livre, inclusive carnes e pescado. A seguir, apresentam-se aspectos do trabalho e as características dos espaços pesquisados.

Complexo do Ver-o-Peso (orla central) (Figura 2)

A origem do Ver-o-Peso data de 1688, com a criação do posto de fiscalização e tributos – a casa *Haver-o-Peso*. O Mercado de peixe é um ícone da arquitetura em ferro em estilo *Art Nouveau*, inaugurado em 1901. O funcionamento do Complexo foi regulamentado pelo Decreto Municipal nº 39.326, de 1º de outubro de 2001 (Belém, 2001), cujas atividades ocorrem em horários diferenciados, conforme a demanda dos produtos. Quanto à infraestrutura, a feira e o mercado contam com mais de 1.000 equipamentos², agregando cerca de 1.200 trabalhadores cadastrados, que se somam a muitos ambulantes que circulam com produtos e serviços com seus tabuleiros, estrados, bicicletas, carros de mão e outros suportes.

A feira é organizada por setores, de acordo com os produtos: Plantas ornamentais (6 lojas); mandioca, macaxeira, maniva, tucupi (12 boxes);

² Segundo a SECON, os equipamentos são: barraca, boxe, loja, tabuleiro, talho, tanque, arreado e estrado.

Feiras de Belém



Figura 1. Localização das feiras, mercados, hortomercados e portos de Belém. Fonte: Pesquisa de Campo. Elaboração: Laboratório de Sensoriamento Remoto do Museu Paraense Emílio Goeldi, 2011.

artesanato (16 boxes); polpas (8 boxes); farinha, peixe seco, camarão salgado, mercearia, castanhas, molhos (145 boxes diferenciados); hortifrutigranjeiros (62 boxes); ervas (80 boxes).

O mercado de ferro abriga vários tipos de comércio em 109 equipamentos. Na parte interna: 60 boxes/talhos para venda de peixes como dourada, filhote, piramutada, pescada branca e amarela, tamuatá, surubim, tucunaré, tambaqui, bagres, pescada gó e muitas outras, além de camarão fresco, mexilhão tirado e ovas. Na parte externa: 32 lojas de artigos esportivos e pesca, religiosos, descartáveis, armazém, farmácia, bares, barbearia, tabacaria, material elétrico, confecções, tecidos, bares, lanchonetes e outros (Campelo, 2010, p. 51). Na parte de trás: 10 tanques para venda de caranguejo e área aberta para peixe salgado. Na calçada à beira-rio conhecida como “pedra” encontram-se inúmeros vendedores de peixe.

O Complexo do Ver-o-Peso vem resistindo à pressão das grandes redes de supermercados e atacadistas, mantendo-se como um importante centro de abastecimento (Campelo, 2010, p. 43) e referência para as demais feiras e mercados, pois abriga o maior número de trabalhadores e pela diversidade de produtos ofertados.



Figura 2. Vista do Complexo do Ver-o-Peso. Foto: Lídia Souza.

Porto da Palha (orla sul) (Figura 3)



Figura 3. Área do trapiche do Porto da Palha. Foto: Iraneide Silva.

Segundo os moradores mais antigos, o Porto da Palha chamava-se Porto São Mateus, como extensão da estrada de São Mateus (atual Padre Eutíquio), sendo renomeado entre 1966 e 1970. Trata-se de um importante entreposto comercial e uma área que agrega outras funções, como local de comércio e de moradia.

No trapiche, o movimento é diário e intenso desde a madrugada, com a chegada dos barcos das ilhas e do interior trazendo açaí, farinha, cacau (seco ou molhado), carvão, frutas e mandioca e outros, para a comercialização que envolve vários segmentos como produtores rurais, atravessadores, feirantes, carregadores e outros ambulantes. O trapiche também funciona precariamente como terminal de passageiros.

Na área do porto há vários tipos de comércio: palha de buçu, estâncias, lojas confecções, e também uma feira livre, que se estende para a Av. Bernardo Sayão e Tv. Padre Eutíquio, com 107 barracas, 31 tabuleiros e dois tanques, todos construídos ou montados pelos próprios feirantes,

sendo 131 cadastrados na SECON e vários ambulantes. Os principais produtos ofertados na feira são: frutas, farinha, peixe seco, caranguejo, embutidos, mercearia e industrializados. Além disso, várias famílias residem na parte de cima dos comércios ou nas vielas e becos, porém a comunidade é atuante e organizada, e há 28 anos os moradores contam com Associação Beneficente Centro Comunitário do Porto da Palha, que oferece serviços médicos, odontológicos, exames e auxílio funeral aos comunitários e ribeirinhos associados, além de um PMBox com policiamento 24 horas.

Porto do Açaí e Complexo de Abastecimento do Jurunas (orla sul) (Figuras 4 e 5)

O Porto do Açaí é o antigo Porto da Conceição, inaugurado 1987. Atualmente, conta com 34 boxes, nove barracas e 50 arreados, onde atuam 93 trabalhadores, sendo 58 cadastrados, que se somam a inúmeros atravessadores e ambulantes, numa movimentação que ocorre 24 horas, durante as quatro feiras diárias (Projeto..., 2008, p. 4). É o principal espaço para escoamento da produção de frutos de da



Figura 4. Vista do Porto do Açaí do Jurunas. Foto: Iraneide Silva.



Figura 5 Complexo de Abastecimento do Jurunas. Foto: Iraneide Silva.

palmeira açai (*Euterpe oleracea* Mart.), mas também recebe cacau, farinha, frutas, carvão, dentre outros produtos que abastecem os feirantes do Complexo de Abastecimento do Jurunas. Considerando proximidade e a rede de cooperação entre esses dois espaços, ambos foram considerados na amostragem desta pesquisa.

O Complexo de Abastecimento do Jurunas foi inaugurado em 1988. Trata-se de um espaço com estrutura de hortomercado, contando com 183 barracas, 207 boxes, 49 tabuleiros, 10 talhos, 12 tanques e um arreado para comercialização de hortifrutigranjeiros, industrializados, alimentos, mercearia, farinha, ervas, carne, peixe, camarão, caranguejo e outros. Ali trabalham 309 permissionários cadastrados, que mantêm a Associação de Feirantes.

Feira da Orla de Icoaraci (orla oeste) (Figura 6)



Figura 6. Vista da Feira da Orla de Icoaraci. Foto: Iraneide Silva.

Próximo ao Porto de Icoaraci localiza-se a Feira da Orla. Apesar da proximidade do Mercado Municipal, a feira funciona de forma independente, sendo mais vinculada ao Porto. Trata-se ocupação irregular há mais de 10 anos, conforme a SECON/DFMP). São 24 equipamentos, sendo nove barracas fixas de madeira, com cobertura de telha cerâmica e de fibra-cimento, onde são comercializados hortifrutigranjeiros, farinha, carvão, refeições e outros; 13 tabuleiros de madeira, e barracas desmontáveis com cobertura de plástico para comercialização de peixe fresco, camarão fresco e hortifrutigranjeiros, e dois tanques de alvenaria para venda de caranguejo. Um fato observado recentemente foi a retirada da Feira da Orla de Icoaraci, que no período da pesquisa encontrava-se em estudo para regulamentação pela SECON.

Esses espaços públicos são geridos pela Secretaria Municipal de Economia (SECON)/Departamento de Feiras, Mercados e Portos (DFMP), responsável pelo controle, fiscalização e sistematização dos dados referentes aos produtos e permissionários³. O funcionamento é normalizado por legislação específica, fazendo-se distinção entre as categorias: Mercados, Hortomercados e Feiras Livres.

Sociobiodiversidade em movimento na cidade

Os recursos da sociobiodiversidade identificados nesta pesquisa são produtos florestais não madeireiros (PFNM) de origem animal (peixes, mariscos e crustáceos) e vegetal (plantas ornamentais e medicinais, ervas, frutas, verduras, legumes, folhas, raízes, óleos, polpas, tubérculos, fibras, raízes e sementes), provenientes do interior do Pará e região das ilhas de Belém. Nesta amostragem, pode-se observar o volume anual (kg) de produtos recebidos nos portos pesquisados e redistribuídos para mais de 50 feiras e mercados na cidade (Tabela 1).

Um fator observado foi a importância dos portos comerciais da orla sul de Belém para escoamento e comercialização de mercadorias. Esses portos e trapiches são por si relevantes na dinâmica social, econômica e cultural entre Belém e as áreas rurais e urbanas do seu entorno (Castro & Santos, 2006).

Na região das ilhas, a pesca é uma das atividades mais importantes para a composição da renda familiar, principalmente pela venda de pescado nos mercados locais ou exportação para outras regiões do Brasil ou mesmo para o exterior, representando a base econômica de pescadores artesanais e da indústria pesqueira (Isaac, 2006; Furtado, 1993; Sena, 2006). Essa atividade é realizada em quase toda a porção insular até a região costeira e ao mar aberto (Furtado; Nascimento, 2002; Santana, 2006).

³ Termo utilizado pela SECON para identificar os trabalhadores cadastrados que têm permissão de uso dos espaços e/ou equipamentos disponibilizados mediante o pagamento das taxas estipuladas pela Secretaria, e segundo a legislação que rege o funcionamento das feiras livres, mercados e hortomercados de Belém.

Tabela 1. Volume (kg) de hortifrutigranjeiros ofertados nos Portos de Belém/2010.

Produtos Hortifrutigranjeiros	Portos Municipais				Total Geral
	Feira do Açaí	Porto do Açaí	Porto da Palha	Porto de Icoaraci	
Abacaxi	883.762			101.032	984.794
Abobora	89.216			33.300	122.516
Açaí	20.322.825	18.616.000	1.363.500	7.987.100	48.289.425
Acerola	69.487				69.487
Bacaba	1.820	52.180			54.000
Bacuri	12.272	47		650	12.969
Banana	785.320	55.160	351.600	33.480	1.225.560
Biribá	4.171	1.925			6.096
Cacau		1.275		200	1.475
Caju	210			37	247
Castanha-do-pará	76.884				76.884
Coco seco	137.828			54.294	192.122
Coco verde	1.066.555			318.127	1.384.682
Cupuaçu	54.611	26.612		58.718	139.941
Farinha	716.310	8.340	677.700	54.000	1.456.350
Goiaba	5.832				5.832
Graviola	380			2.000	2.380
Ingá				2.088	2.088
Jaca	8.613			4.725	13.338
Jambo	1.114				1.114
Laranja	250.796			11.670	262.466
Limão galego	97.238			3.059	100.297
Limão	48.809			2.357	51.166
Macaxeira	34.350				34.350
Mamão	158.460			5.060	163.520
Manga	219.680	4.100		36.459	260.239
Maracujá	76.819				76.819
Melancia	612.728			49.552	662.280
Milho verde	13.713				13.713
Muruci	1.821			6.993	8.814
Piquiá	10.687				10.687
Pupunha	72.964	55.856		8.268	137.088
Taperabá	12.501			40.326	52.827
Tucumã	7.920				7.920
Tangerina	27.152			627	27.779
Uxi	3.505	3.372		1.000	7.877
Total Geral	25.886.353	18.824.867	2.392.800	8.815.122	55.919.142

Fonte: SECON, 2011. Volume: (Kg). (*)Porto de abastecimento da Feira do Ver-o-Peso.

Os principais produtos oriundos das ilhas são: os frutos da palmeira açai (*Euterpe oleracea* Mart.) (Jardim et al., 2004), peixes, mariscos, macaxeira, mandioca, hortaliças, coco, carvão vegetal e pequenos animais (Silva, 2010). O fruto do açai é um dos mais importantes para as populações caboclas, usado na alimentação, na medicina popular, fibras e construções (Silva & Almeida, 2004, p. 37-53). É um dos principais itens exportados, com reflexos positivos na economia, sendo o Pará o maior produtor (Tabela 2). Outras frutas regionais exportadas são a castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa* Bonpl.), o cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K. Schum) e o bacuri (*Platonia insignis* Mart.) (Cavalcante, 2010).

Tabela 2. Volume e valor comercial de açai nos municípios do Pará em 2010.

Município	Volume (t)	Mil Reais (R\$)	Município	Volume (t)	Mil Reais (R\$)
Abaetetuba	730	1.241	Limoeiro do Ajuru	19.267	38.535
Afuá	3.906	4.218	Magalhães Barata	2.972	2.972
Altamira	290	232	Marapanim	1.700	1.700
Anajás	750	1.500	Mocajuba	5.122	12.804
Ananindeua	390	351	Moju	290	435
Bagre	103	206	Muaná	8.100	8.505
Baião	454	682	Novo Repartimento	120	85
Barcarena	2.990	5.382	Óbidos	435	392
Belém	360	432	Oeiras do Pará	8.485	16.970
Breves	780	1.560	Oriximiná	104	63
Bujaru	420	504	Ponta de Pedras	10.797	10.257
Cachoeira do Arari	2.996	2.397	Portel	320	640
Cachoeira do Piriá	415	270	Prainha	273	328
Chaves	300	300	Santo Antônio do Tauá	106	106
Curralinho	810	1.620	S. Domingos do Capim	2.093	2.093
Curuá	117	82	S. Miguel do Guamá	4.626	4.626
Igarapé-Miri	6.200	10.540	S. Sebastião da Boa Vista	6.825	5.801
Inhangapi	3.533	3.003	Tomé-Açu	120	144
Irituia	1.726	1.726	Tucuruí	662	992

Fonte: IBGE (2010).

A produção das ilhas soma-se a de outros municípios e alcançam valor de troca a partir da inserção no mercado, tendo em Belém o principal polo de escoamento. Na Tabela 3 percebe-se a diversidade e a vocação produtiva das localidades paraenses, com base na procedência dos produtos identificados na pesquisa.

Tabela 3. Principais produtos segundo os municípios do Pará (2010).

Municípios/localidades	Principais produtos
Abaetetuba	Frutas regionais, verduras, plantas medicinais e ornamentais, óleos, pescado
Acará	Frutas regionais; mandioca e derivados, plantas medicinais, mel, pescado
Almeirim	Pescado
Altamira	Óleos vegetais
Americano	Mandioca e derivados
Ananindeua	Plantas medicinais, verduras
Barcarena	Frutas regionais, óleos vegetais, mandioca e derivados
Benevides	Frutas regionais
Benfica	Frutas regionais
Boa Vista	Frutas regionais
Bragança	Frutas regionais, pescado, mariscos, mandioca e derivados
Breu Branco	Óleos vegetais
Bujaru	Frutas regionais, mandioca e derivados
Cametá	Frutas regionais, óleos vegetais, mel, pescado
Capanema	Mandioca e derivados
Castanhal	Frutas regionais, verduras, óleos vegetais, mandioca e derivados
Colares	Mariscos
Currálinho	Mariscos
Curuçá	Óleos vegetais
Icoaraci	Pescado
Igarapé-Açu	Frutas
Igarapé-Miri	Óleos vegetais
Ilha do Marajó	Frutas regionais, óleos vegetais, pescado, mariscos
Marabá	Frutas regionais
Marituba	Verduras
Marudá	Pescado
Moju	Frutas regionais, plantas medicinais, mandioca e derivados
Mosqueiro	Frutas regionais, pescado, mariscos
Óbidos	Pescado
Paragominas	Óleos vegetais
Periquitaquara	Frutas regionais
Quatipuru	Mariscos

Tabela 3 (cont.). Principais produtos segundo os municípios do Pará (2010).

Municípios/localidades	Principais produtos
Ponta de Pedras	Plantas medicinais
Região das Ilhas	Frutas regionais, plantas medicinais, mariscos, pescado
Salinas	Pescado
Santa Isabel	Verdura, plantas medicinais, mandioca e derivados
Santa Maria do Pará	Mandioca e derivados
Santarém	Pescado
Santo Antonio do Tauá	Frutas regionais, mandioca e derivados
São Caetano de Odivelas	Pescado, mariscos
São Domingos do Capim	Frutas regionais, mandioca e derivados
São João de Pirabas	Pescado
São Miguel do Guamá	Frutas regionais
São Sebastião da Boa Vista	Mariscos
Terra Santa	Óleos vegetais
Tomé-Açu	Frutas regionais
Tucuruí	Pescado
Vigia	Verduras, pescado, mariscos

Fonte: Trabalho de campo.

O Trabalho associado à sociobiodiversidade

Estudos sobre o trabalho em feiras e mercados no Brasil têm contribuído para visibilizar as especificidades do trabalho nesses segmentos, envolvendo um grande número de atores nas práticas de manipulação e venda de produtos em espaços diferenciados, como os mercados, feiras livres permanentes, feiras temporárias, feiras de produtores rurais, como abordam Sato (2007), Rocha et al. (2010), Sá, Costa & Tavares (2006), Leitão (2010), destacando-se as diversas modalidades e as formas de organização do trabalho. Em extensão, estudos também apontam para a importância das espécies comercializadas (PFNMs), destacando as propriedades terapêuticas, alimentares, artesanais e outras que fazem parte do conhecimento popular, como apontam Lima, Coelho-Ferreira & Oliveira (2011, p. 422-434).

Na caracterização do universo estudado, destacaram-se categorias “trabalho” e “ambiente”, tais como local de trabalho, tipo de ocupação,

mão de obra utilizada, fatores ambientais e climáticos que influenciam negativa ou positivamente no trabalho, e outros. Foram aplicados questionários estruturados e entrevistas com 138 feirantes, intermediários e produtores, de um universo total de 840 trabalhadores que comercializam somente produtos regionais. Em paralelo, os produtos foram identificados segundo os padrões científicos de Botânica e Ictiologia⁴, acrescidos dos dados coletados em campo sobre o uso, os seus derivados e a procedência, além da sistematização de dados da SECON sobre o volume de produtos recebidos nos portos de Belém.

Os dados e os relatos permitem traçar o perfil dos agentes e um panorama das formas de organização das atividades e dos setores de trabalho, que se amoldam aos produtos comercializados. A maioria dos trabalhadores nasceu em Belém (54,3%) e muitos são migrantes (44,2%), sendo que 91,3% residem na capital e 8,7% moram nas ilhas ou cidades próximas, sobretudo os produtores rurais que vêm diária ou esporadicamente vender suas mercadorias. Em geral, as famílias desses trabalhadores são constituídas pelo casal com três filhos, e algumas mantêm agregados (28,9%), sendo 40,6% casados e 23,2% em união estável e 36,2% solteiros. Para a quase totalidade, o trabalho nas feiras, portos e mercados é a principal fonte de renda, e agregam mão de obra familiar ao trabalho. Quanto às atividades, muitos relataram que têm contato com o trabalho nas feiras (71,7%) desde a infância, acompanhando os pais ou parentes próximos e mantiveram a atividade da família. A questão da temporalidade foi abordada por Leitão (2010) e Lima, Coelho-Ferreira & Oliveira (2011), havendo similaridades com aspectos observados neste estudo.

Categorias de trabalho

A especialização do trabalho revela-se nesta questão. O termo "Permissionário" não atendeu aos propósitos do estudo, considerando-se a autoidentificação, sendo que uma parte dos agentes citou mais de

⁴ A identificação das espécies vegetais foi realizada pelo Prof. Dr. Mário Augusto Gonçalves Jardim, ecólogo do Museu Paraense Emílio Goeldi; e das espécies de peixes e mariscos segundo Espírito Santo & Isaac (2005).

uma categoria, revelando o papel que desempenham nos cotidiano de trabalho. Foram identificadas *categorias principais*, em geral associadas à vocação, experiência, conhecimento e à satisfação/insatisfação do trabalhador (Figura 7).

A categoria mais citada foi Feirante (47,3%), seguida de autônomo (14,0%). Porém, evidenciam-se especialidades entre os locais e setores, como é o caso de trabalhadores do Ver-o-Peso e do Complexo do Jurunas nas categorias de peixeiro (11,3%), erveiro/a (5,3%) e artesão (3,3%). Uma parte declarou-se vendedor (8,0%), incluindo-se os atravessadores (marreteiros) e produtores, além de outras categorias (10,0%), em geral, os ambulantes não cadastrados.

Assim, pode-se afirmar que as categorias principais vinculam-se aos produtos comercializados, mas também podem ser associadas à setorização de espaços, como citado por Campelo (2010, p. 50-55) no caso do Ver-o-Peso, ou a atividades específicas, como “Feira do Produtor Rural”, como observam Lima, Coelho-Ferreira & Oliveira (2011, p. 426) e Rocha et al. (2010).

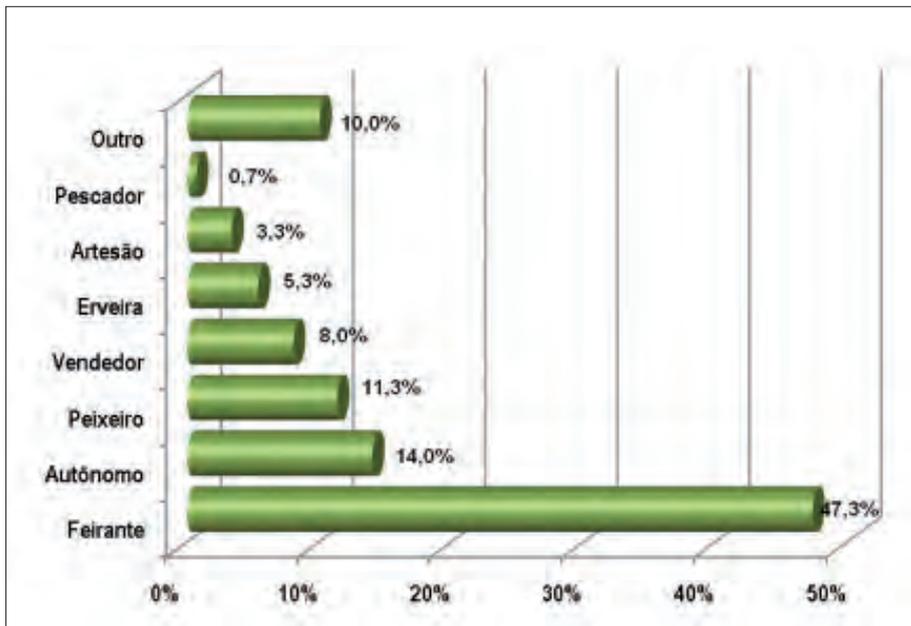


Figura 7. Categorias principais. Fonte: Trabalho de campo, 2011.

Além dessas, foram identificadas *categorias auxiliares*, em geral associadas aos serviços avulsos, mantidos pelos feirantes para suprir a falta ou precariedade de serviços públicos. Nessas categorias destacam-se os atravessadores (34,6%) e os produtores (20,9%), que também aparecem nesta modalidade. A maioria das atividades auxiliares vincula-se à prestação de serviços, como carregadores (31,9%), lavadores (6,8%), arrumadores (1,9%) e outros ajudantes (3,8%), como seguranças e descascadores de mandioca. Essas atividades também são citadas por Sato (2007, p. 95) como sendo “trabalhadores que vivem da oferta de pequenos serviços (carregadores, vendedores de lanches e refrigerantes, vendedores de rifa, trocadores de dinheiro para os feirantes etc.)”.

As categorias de trabalho revelam as várias especialidades dos trabalhadores e o conhecimento dos produtos, ao longo o tempo. Isso os distingue nos seus ofícios e se refletem no grau de satisfação nas atividade a que se dedicam. Buscando identificar particularidades associadas ao tempo de trabalho na formação da sua renda mensal (Tabela 4).

Tabela 4. Tempo de atividade por faixa de renda.

Tempo Atividade	Até 3 SM		Acima de 3 SM		Total	%
	Nº	%	Nº	%		
De 1 a 5 anos	11	8,0%	1	0,7%	12	8,7%
De 6 a 10 anos	6	4,3%	1	0,7%	7	5,1%
De 11 a 15 anos	9	6,5%	2	1,4%	11	8,0%
De 16 a 20 anos	24	17,4%	6	4,3%	30	21,7%
De 21 a 30 anos	27	19,6%	8	5,8%	35	25,4%
Mais de 30 anos	39	28,3%	3	2,2%	42	30,4%
Não informado	1	0,7%	0	0,0%	1	0,7%
Total	117	84,8%	21	15,2%	138	100,0%

A grande maioria dos informantes declarou a renda mensal na faixa de um a três salários mínimos e poucos estão na faixa de três a cinco salários, e são raros que chegaram a mais cinco salários mínimos, o que percebemos apenas na categoria de autônomos que vendem as mercadorias no atacado, o que lhes garante uma renda maior, entretanto, também são raros os que têm renda igual ou inferior a um salário mínimo.

Considerando duas grandes faixas de renda em relação ao tempo de trabalho, a maioria trabalha há mais de 30 anos na atividade (30,4%), porém, concentra-se na faixa de renda de 1 a 3 salários mínimos, seguido dos que trabalham de 16 a 20 anos (17,4%) e de 21 a 30 anos (19,6%), e estão na mesma faixa de renda. Em contraponto, o baixo quantitativo com renda acima de três salários em mais de 30 anos (2,2%) tem pouca representatividade; e o maior quantitativo na faixa de mais de 3 salários atuando entre 21 e 30 anos (5,8%). Os dados revelam que o tempo de trabalho não influencia na composição da renda, como uma valorização dos trabalhadores. A experiência lhes rende capital profissional, como no caso dos peixeiros e erveiras, que são profundos conhecedores dos produtos, considerados como especialistas nas suas atividades, porém esse conhecimento acumulado não se reflete no aumento da renda dessas categorias pela experiência e especialização ao longo do tempo de trabalho.

Considerando os tipos de produtos, muitos feirantes que lidam com produtos vegetais estão na atividade há mais de 30 anos e se especializaram, como as erveiras. Os que vendem produtos de origem animal, embora apareçam em menor quantidade (38%), também estão há mais de 30 anos na atividade (13%), como é o caso dos peixeiros, que detêm o conhecimento das espécies que e muitos também são considerados “mestres” e formam seus ajudantes (parentes ou não). Na relação entre os produtos e a renda não houve variação na faixa de renda, e ambas as modalidades se concentram na faixa de até três salários. A variação refere-se ao número de trabalhadores, sendo que a maioria trabalha com produtos de origem vegetal (55,8%) e a menor parte com os de origem animal (37,7%).

Condições de trabalho

Os trabalhadores avaliaram os seus locais de trabalho e apontaram os problemas enfrentados no cotidiano, que impactam nas condições de trabalho. Entre os principais fatores, destacam-se a adronização dos espaços, considerada boa (45,7%) ou ótima (1,4%) no Ver-o-Peso, Complexo do Jurunas e Porto do Açaí; e ruim (23,9%), no Porto da Palha e na Feira de Icoaraci, onde não há padronização. A Segurança pública foi considerada ruim pela maioria (46,4%) ou inexistente (13,8%) e poucos avaliaram como ótima (2,9%), em especial no Porto

da Palha, onde há um PM Box com rondas regulares. A limpeza pública foi avaliada como boa por 44,9%, e ruim por 52,9%, que também citaram a falta de conscientização dos trabalhadores e o acúmulo de lixo próximo ao local de trabalho, como no Porto da Palha e Porto do Açáí. O Saneamento foi considerado bom pela maioria (51,4%) e ruim para 41,3%, principalmente no Porto da Palha, onde os alagamentos são frequentes. O acesso à água foi considerado bom para 47,1%, porém 19,6% não têm acesso à água no local de trabalho. Constatase que a maioria dos trabalhadores avaliou a infraestrutura e os serviços públicos como ruins.

A avaliação do local de trabalho também se refere ao grau de satisfação do trabalhador. Os feirantes expuseram suas queixas e sugestões para solucionar os problemas e melhorar os espaços onde passam a maior parte do seu tempo, e enfrentam dificuldades diariamente, sobretudo em razão da infraestrutura e dos serviços públicos considerados deficitários, sendo mais citados a segurança, a limpeza, a fiscalização da SECON e da vigilância sanitária (nos mercados). O lixo foi muito citado, pois incomoda os trabalhadores e afasta os consumidores ou “fregueses”.

Os problemas apontados prejudicam o desempenho das atividades, e têm sido pauta de reivindicações junto ao poder público, porém não houve mudanças desde a conclusão da pesquisa, exceto a reforma do Mercado do Ver-o-Peso. Apesar disso, a maioria dos trabalhadores considerou o seu local de trabalho bom, ótimo ou satisfatório. Entre os motivos, o mais significativo foi a dependência do local de trabalho, como meio de sobrevivência ou “ganha pão”, e onde são reconhecidos pelo seu trabalho. Outro motivo foi o vínculo pessoal, pois no ambiente de trabalho estão inseridos em um grupo social, onde têm relações de amizade, parentesco, colaboração e contato com o público, com a sua “freguesia certa”.

Fatores ambientais x condições de trabalho

Uma dos objetivos do estudo foi identificar os fatores ambientais e climáticos que impactam positiva ou negativamente nos locais de trabalho, na disponibilidade de produtos e no desempenho das atividades, visto que uso do solo na orla urbana de Belém para fins de trabalho acarreta um intenso fluxo de pessoas, mercadorias e transportes

que gera impactos ambientais. Neste aspecto, os trabalhadores apontam problemas inerentes a fatores ambientais e climáticos e indicam demandas ao poder público para enfrentá-los.

Entre os fatores ambientais de impactos negativos, os mais citados foram a chuva (31,1%), o calor (19,6%) e o sol (7,1%), pois lhes causam desconforto ou mal-estar. Devido à proximidade da orla, o alagamento também foi um fator citado, por exemplo, no Ver-o-Peso os trabalhadores são prejudicados pelo fenômeno da maré alta, em geral, nos meses de fevereiro e março, visto que os boxes/barracas ficam fechados. Entre os fatores antrópicos, os mais citados foram o barulho ou poluição sonora (20,4%), a poluição do ar (12,0%), e também a sujeira e o lixo acumulado, tanto pelo mau cheiro quanto pelo risco à saúde.

Por outro lado, identificaram fatores ambientais com impactos positivos no trabalho, como bem-estar, conforto e produtividade. Os fatores mais citados foram a localização (22,7%), a proximidade dos rios e portos (11,0%), sombreamento (9,5%) e drenagem (1,4%). A proximidade de estradas e rodovias pouco citada (0,2%), mas influencia no acesso dos consumidores (22,5%) e fornecedores (18,2%). Esses dados revelam que o transporte fluvial é considerado mais importante que o transporte rodoviário no abastecimento de mercadorias.

Vale ressaltar que muitos impactos negativos devem-se à falta de infraestrutura ou às condições precárias nos locais pesquisados. Com exceção da chuva, os outros problemas podem ser solucionados por intervenções do poder público, como o sombreamento por cobertura ou arborização, bem como por contenções e drenagem no caso dos alagamentos, como observado por Costa (1998, p. 196). Essas recomendações demandam ações do poder público e da sociedade em geral no sentido de amenizar ou mitigar os impactos negativos, visando à melhoria das condições de trabalho nesses espaços.

Fatores climáticos x disponibilidade de produtos

Entre as características climáticas desta porção da Amazônia, a precipitação é um dos fatores mais relevantes na dinâmica regional, pela forte presença de chuvas durante o ano. Em Belém, o clima é

caracterizado por duas estações anuais: estação chuvosa, de dezembro a maio; e estação menos chuvosa, de junho a novembro.

Quanto aos fatores climáticos que incidem na produção agrícola ou extrativista, e que, por sua vez, definem as safras e entressafras, na relação da sazonalidade x oferta de produtos, com base nas informações dos feirantes, da SECON e dados de precipitação, pode-se verificar:

a) A influência dos fatores climáticos na disponibilidade de produtos, impacta no volume de vendas e, conseqüentemente, na renda do trabalhador.

b) A variação entre o volume de produtos de origem vegetal (frutas, verduras, plantas medicinais etc.) e de origem animal (pescado, mariscos e crustáceos).

Para a maioria dos entrevistados (62,9%), o período menos chuvoso influencia mais na disponibilidade de produtos, porém, para 25,8% o período mais chuvoso influencia no aumento do volume e variedade de produtos e, conseqüentemente, das vendas.

Entre os fatores climáticos que influenciam a disponibilidade de produtos de origem vegetal ou animal, foi identificado o período mais chuvoso (inverno amazônico), associado à maior variedade de produtos de origem vegetal, com maior incidência de frutas regionais (51%). Porém, outros períodos de safra foram citados no verão amazônico, com baixa precipitação (período seco) e altas temperaturas.

Quanto aos produtos de origem vegetal, o açaí é um dos principais produtos disponíveis. Na associação entre a disponibilidade de produtos e as condições climáticas, apresenta-se a relação entre o volume anual (kg) de frutos de açaí e os dados de precipitação de 2010 (Figura 8).

Conforme a Figura 8, o maior volume (kg) de frutos do açaí disponível em Belém em 2010 ocorreu no período menos chuvoso, com picos de setembro a novembro, de acordo com Jardim & Kageyama (1994):

Afloração do açaizeiro ocorreu em todos os meses do ano, com um pico de fevereiro a maio correspondendo ao período da estação mais chuvosa, em mínimo de julho a setembro, correspondendo ao período da estação menos seca. Observou-se frutificação em todos os meses do ano, com um pico de junho a outubro e de fevereiro a abril (Jardim & Kageyama, 1994, p. 77-82)

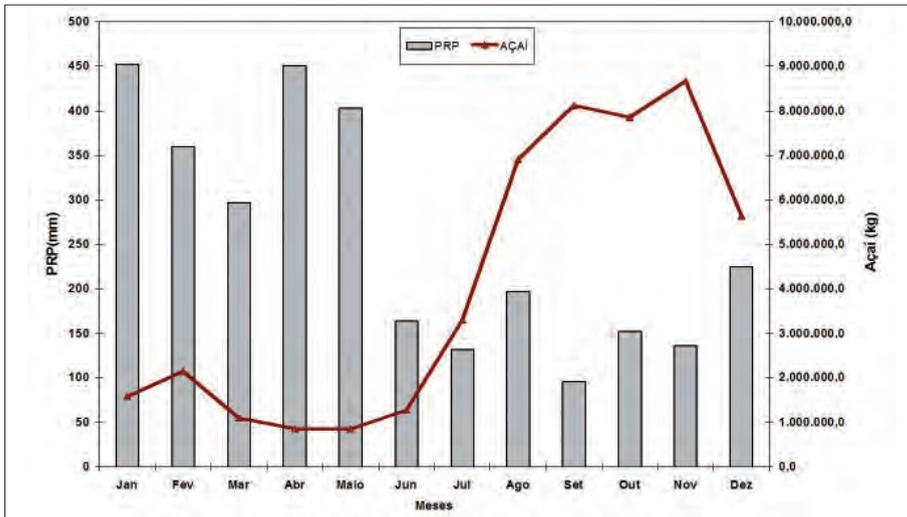


Figura 8. Relação entre o volume (kg) de frutos de açaí nas feiras de Belém e precipitação (PRP) mensal em 2010. Fontes: INMET (2010); SECON (2011). Elaboração: Mota, M.A.S.

A mesma relação foi demonstrada para outras frutas regionais com grande volume de comercialização: bacuri (*Platonia insignis* Mart.), cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K. Schum), pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) e taperebá (*Spondias mombin* L.), com maior volume disponibilizado para comercialização em 2010 no período mais chuvoso (Figura 9).

Segundo Cavalcante (2010, p. 59, 103, 216, 228), o bacurizeiro floresce entre junho e julho e a queda de frutos maduros entre dezembro e até maio do ano seguinte, com clímax de safra nos meses de fevereiro a março. O cupuaçu frutifica no primeiro semestre, com pico entre fevereiro e abril; a pupunha é encontrada a partir de novembro até junho do ano seguinte, com clímax de safra de março a maio; e o taperebá ocorre com mais frequência e abundância entre dezembro e junho (Cavalcante, 2010, p. 228).

Quanto aos produtos de origem animal, não houve variação entre os dois períodos, ficando estável no verão amazônico e no período chuvoso (15%), com variação das safras de acordo com as espécies, tendo abundância de pescado durante todo o ano de 2010, com picos nos dois períodos (Figura 10).

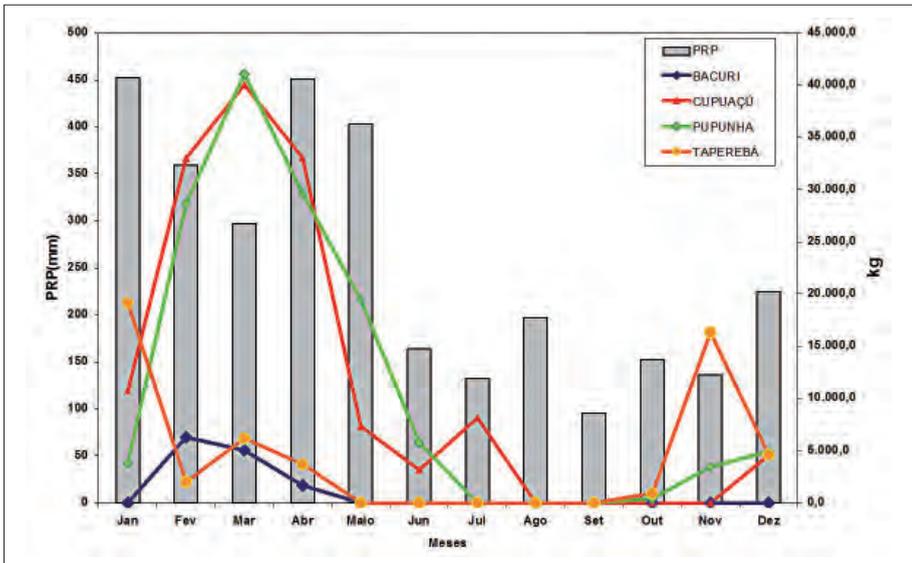


Figura 9. Volume mensal de frutas regionais (kg) em Belém e precipitação (PRP) mensal em 2010. Fontes: INMET (2010); SECON (2011). Elaboração: Mota, M.A.S.

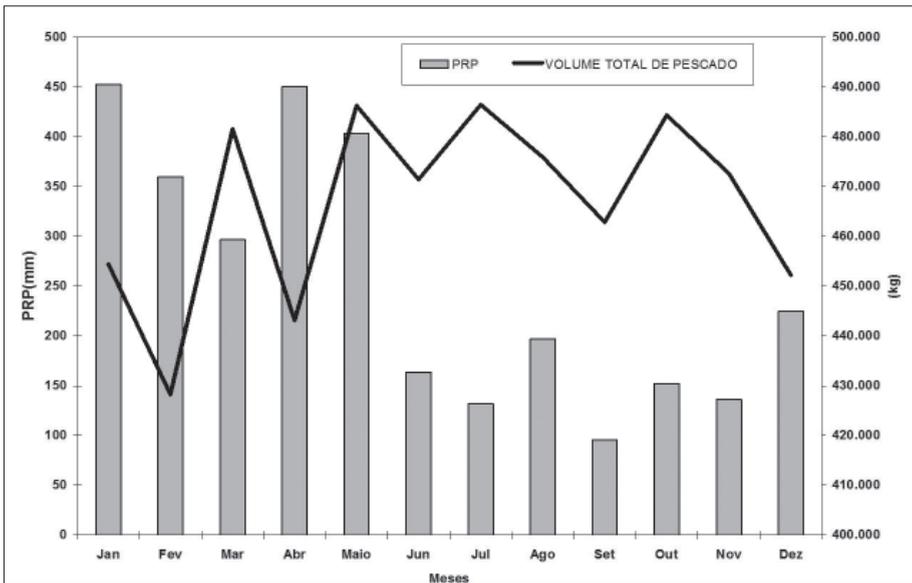


Figura 10. Volume mensal de pescado comercializado em Belém e precipitação (PRP) em 2010. Fontes: INMET (2010); SECON (2011). Elaboração: Mota, M.A.S.

Em relação à disponibilidade de produtos de acordo com as safras, os trabalhadores recorrem à diversificação de produtos como estratégia para garantir a regularidade nas vendas durante o ano, independente da estação. Segundo os relatos, na entressafra do açaí (período chuvoso), dedicam-se à comercialização de cacau e cupuaçu, disponíveis em maior volume no período chuvoso. Esta questão é aqui apontada como tema sobre as estratégias de subsistência ou de complementação de renda, que foge aos objetivos deste estudo, mas, sem dúvida, merece maior aprofundamento em estudo específico.

Considerações finais

Ao propormos a análise sobre a relação trabalho, natureza e mercado, consideramos a hipótese de que é possível dar visibilidade a outra dimensão da sociodiversidade, questionando o que se define no Plano Nacional de Promoção das Cadeias de Produtos da Sociobiodiversidade já na sua apresentação, no sentido de promover o “fortalecimento das cadeias produtivas e a consolidação de mercados sustentáveis para os produtos e serviços da sociobiodiversidade, oriundos de territórios ocupados por povos indígenas, quilombolas, comunidades tradicionais e agricultores familiares”.

Como mencionamos no decorrer do texto, o uso e a valorização dos produtos florestais, especialmente os não madeireiros, têm origem nos saberes das populações tradicionais, sendo justos o reconhecimento e a compensação financeira pelos saberes repassados a outros segmentos como base do uso sustentável dos recursos naturais. Nesta abordagem, o uso social da biodiversidade refere-se à dimensão socioeconômica dos produtos regionais não madeireiros utilizados na culinária, na medicina popular, no artesanato, em rituais, nas festividades e outros fins, especialmente aquelas que são comercializadas nas feiras, mercados e portos de Belém.

As reflexões apresentadas baseiam-se na observação mais direta sobre as nas trocas comerciais e simbólicas associadas à valorização econômica de produtos não madeireiros, que se convertem em bens de uso e de troca e se inserem no mercado, em princípio, pela via do trabalho de extrativistas e produtores rurais, como também de trabalhadores informais envolvidos nas redes de intermediação que se realizam na cidade de Belém, considerando as formas de apropriação dos espaços,

a produção e reprodução das formas de trabalho, os atores envolvidos e os benefícios da sociobiodiversidade.

A diversidade e a quantidade de produtos revelam o potencial produtivo das ilhas e municípios paraenses, cujo volume anual disponibilizado para comercialização em 2010/2012 atingiu aproximadamente 55.919.142 kg para os hortifrutí, com destaque para as frutas regionais. O pescado atingiu cerca de 5.599.621 kg; os mariscos tiveram volume aproximado de 1.013,434 kg, sendo grande parte deles recebidos e comercializados nos espaços pesquisados.

No universo observado, prevalece o trabalho informal, em espaços urbanos de uso permitido, agregando mais de 800 trabalhadores que se dedicam exclusivamente à venda de produtos regionais, cujas atividades se caracterizam pela forma de organização individual ou familiar, sendo que a grande maioria encontra-se faixa de renda de um a três salários mínimos mensais, independente do tempo de trabalho e dos produtos que vendem, em geral são espécies que têm importância simbólica e cultural, além do valor comercial.

A realidade observada suscita análises e reflexões acerca dos benefícios da sociobiodiversidade, considerando as suas raízes nos saberes e práticas sustentáveis de populações tradicionais, e se estendem a várias categorias de trabalhadores informais que atuam nas feiras, portos e mercados situados na orla da cidade de Belém, que aqui se configura como um território provedor e reprodutor do trabalho nos fluxos comerciais de produtos regionais, que historicamente estão na base da reprodução social de trabalhadores rurais e urbanos.

Referências

Belém-Prefeitura Municipal de Belém. 1994. **Decreto Municipal Nº 26.579**. Belém: PMB, 14 abr..

Belém-Prefeitura Municipal de Belém. 1994. **Decreto Municipal Nº 26.580**. Belém: PMB, 14 abr.

Belém-Prefeitura Municipal de Belém. 2001. **Decreto Municipal Nº 39.326**. Belém: PMB, 1 out.

Brasil. **Plano Nacional de Promoção das Cadeias de Produtos da Sociobiodiversidade**. Brasília: MDA; MMA; MDS, 2009.

- Campelo, M. M. 2010. Conflito e espacialidades de um mercado paraense. In: Leitão, W. M. (Org.). **Estudos antropológicos no mercado de Belém**. Belém: NAEA, p. 41-68.
- Castro, E. (Org.). 2006. **Belém de águas e ilhas**. Belém: CEJUP
- Castro, E. 2008. Urbanização, pluralidades e singularidades das cidades amazônicas. In: Castro, E. (Org.). **Cidades na Floresta**. São Paulo: Annablume.
- Castro, E. 1999. Tradição e modernidade. A propósito de processos de trabalho na Amazônia. **Novos Cadernos NAEA**, 2 (1): 31-50.
- Castro, E.; Santos, M. A. 2006. Belém de águas e de portos: ação do Estado e modernização na superfície. In: Castro, E. (Org.). **Belém de águas e ilhas**. Belém: CEJUP, p. 25-43.
- Cavalcante, P. B. 2010. **Frutas comestíveis da Amazônia**. 7. ed. Belém: MPEG, 282 p.
- Costa, A.C.L. 1998. **Estudo de variações termo-higrométricas de cidade equatorial devido ao processo de urbanização**: o caso de Belém-PA. 1998. 232f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos.
- Cruz, S. H. R.; Castro, E. M. R. de; Sá, M. E. R. 2011. Grandes projetos urbanos em metrópoles amazônicas: modernização e conflito. **Novos Cadernos NAEA**, 14(2): 89-116.
- Espírito Santo, R. V.; Isaac, V. J. (Coords.). **Peixes e camarões do estuário do litoral bragantino, Pará, Brasil**. Belém: MADAM, 2005, 268p.
- Furtado, L. G.; Nascimento, I.H. 2002. Traços de uma comunidade pesqueira no litoral amazônico: relato sobre organização em comunidade haliêutica. In: FURTADO, L.G.; QUARESMA, H.D.B. (Orgs.) **Gente e ambiente no mundo da pesca artesanal**. Belém: MPEG, p. 23-56. (Coleção Eduardo Galvão).
- Furtado, L. G; Souza, M. A. M. 2006. Belém, ocupação humana e uso dos recursos do estuário. In: Castro, E. (Org.). **Belém de águas e ilhas**. Belém: CEJUP, p. 161-178.
- Furtado, L. G; 1993. **Pescadores do rio Amazonas**: um estudo antropológico da pesca ribeirinha numa área amazônica. Belém: MPEG, 486p. (Coleção Eduardo Galvão)
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/censo>> Acesso em: 11 ago. 2011.
- IBGE Cidades-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Dados de população – Belém**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=150140&search=para|belem>> Acesso em: 10 jun. 2015.
- Isaac, V. 2006. Reflexões sobre uma política de desenvolvimento da pesca na Amazônia. In: Castro, E. (Org.). **Belém de águas e ilhas**. Belém: CEJUP, p. 321-344.
- Jardim, M.A.G; Kageyama, P.Y. 1994. Fenologia de floração e frutificação em população natural de açazeiro (*Euterpe oleracea* Mart.) no estuário Amazônico. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Ser. Bot.**,10 (1):77-82.
- Jardim, M. A. G.; Mourão, L.; Groissman, M. 2004. **Açaí**: possibilidades e limites para o desenvolvimento sustentável no estuário amazônico. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi (Coleção Adolpho Ducke).

- Leitão, W. M. (Org.). 2010. **Estudos antropológicos no mercado de Belém**. Belém: NAEA.
- Lima, P. G. C.; Coelho-Ferreira, M.; Oliveira, R. 2011. Plantas medicinais em feiras e mercados públicos do Distrito Florestal Sustentável da BR-163, estado do Pará, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, 25 (2):422-434.
- Lisboa, P.L.B. (Org.). 2009. **Aurá: comunidades e florestas**. Belém: MPEG, 274p.
- Moreira, E. 1966. **Belém e a sua expressão geográfica**. Belém: Imprensa Universitária.
- Nunes, B. F. 2008. Interface entre urbano e o rural na Amazônia brasileira. In: CASTRO, E. (Org.). **Cidades na Floresta**. São Paulo: Annablume.
- Oliveira, A.E. 1983. Ocupação humana. In: Salati, E. et al. **Amazônia: desenvolvimento, integração e ecologia**. São Paulo: Brasiliense; Brasília: CNPq, p. 144-327.
- Projeto Nova Cartografia Social da Amazônia. Feirantes e Ribeirinhos dos Portos Públicos de Belém. v.7. Manaus: UFAM; Belém: UNAMAZ; UFPA; IAGUA. (Série Movimentos Sociais e Conflitos nas Cidades da Amazônia)
- Rocha, H. C. et al. 2010. Perfil socioeconômico dos feirantes e consumidores da Feira do Produtor de Passo Fundo, RS. **Cienc. Rural**, 40 (12):2593-2597.
- Sá, M.E.R.; Costa, S.M.G.; Tavares, L.P.O. 2006. O rural-urbano em Santarém: interfaces e territórios produtivos. In: CARDOSO, A.C.D. (Org.). **O rural e o urbano na Amazônia. Diferentes Olhares em Perspectivas**. Belém: EDUFPA, p. 113-160.
- Santana, G. Zoneamento, usos sociais e representações dos espaços aquáticos em Fortalezinha, Maracanã, Pará. CASTRO, E. (Org.). **Belém de águas e ilhas**. Belém: CEJUP, 2006.p. 275-402.
- Sato, L. 2007. Processos cotidianos de organização do trabalho na feira livre. **Psicologia & Sociedade**, 19 (1): 95-102.
- SECON-Secretaria Municipal de Economia. **Dados sobre o volume de produtos ofertados em portos**, Belém: SECON/DFMP, 2011. (CD-ROM).
- Sena, A. L., **Trabalho e trabalhadores da pesca industrial face à metamorfose do capital**. Belém: NAEA, 2006. 390p.
- Silva, P.J.D.; Almeida, S.S. 2004. Estrutura ecológica de açais em ecossistemas inundáveis da Amazônia. In: Jardim, M.A.G.; Mourão, L.; Groissman, M. **Açai: possibilidades e limites para o desenvolvimento sustentável no estuário amazônico**. Belém: MPEG, p. 37-52. 274p. (Coleção Adolpho Ducke).
- Silva, S.B. 2010. **Belém e o ambiente insular**. Belém: UFRA.
- Silva, I.S. 2011. **Trabalho e sociobiodiversidade: interações rural-urbano na orla de Belém do Pará**. 2011. 178 fl. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.
- Silva, I.S.; Castro, E. M R. de. 2013. Interações rural-urbano: a sociobiodiversidade e o trabalho em portos, feiras e mercados de Belém, Pará. **Novos Cadernos NAEA**, 16(1): 109-126, Supl.

Silva, I.S.; Castro, E. M. R. de. 2014. Fluxos comerciais de produtos regionais e trabalhos em feiras, mercados e portos de Belém. In: Rodrigues, C. I.; Silva, L. J. D.; Martins, R. F. **Mercados populares em Belém**: produção de sociabilidades e identidades em espaço urbano. Belém: NAEA, p. 181-211.

Vieira, P. F. 1993. Ciências Sociais do Ambiente no Brasil: subsídios para uma política de fomento. In: VEIRA, P. F.; MAIMON, D. (Orgs.). **As Ciências sociais e a questão ambiental**: rumo à interdisciplinaridade. Belém: UFPA; APED, p. 17-44.

Lista de autores

Adriana Paula Silva Souza

Centro Universitário do Pará – Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia
(adrianapaula@cesupa.br)

Adrielson Furtado Almeida

Doutorando PPGCA
(adrielsonfurtado@gmail.com)

Alessandra Rodrigues Gomes

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
(alessandra.gomes@inpe.br)

Alfredo Kingo Oyama Homma

Embrapa Amazônia Oriental
(homma@cpatu.embrapa.br)

Aline Maria Meiguins de Lima

Universidade Federal do Pará – Docente PPGCA
(ameiguins@ufpa.br)

Amanda Gama Rosa

Mestranda PPGCA
(amandagamarosa@gmail.com)

Andréa dos Santos Coelho

Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas do Pará – Mestre PPGCA
(andrea.coelho@fapespa.pa.gov.br)

Benedita da Silva Barros

Museu Paraense Emílio Goeldi – Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia/Bionorte
(bbarros@museu-goeldi.br)

Bernard Josiah Barlow

Lancaster University – Docente PPGCA
(josbarlow@gmail.com)

Bruno Delano Chaves do Nascimento

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Mestre PPGCA
(brunodelano@yahoo.com.br)

Carla Daniele Furtado da Costa

Mestre PPGCA

(carladanielef@yahoo.com.br)

Carla Fernanda Andrade Costa

Discente da Universidade Federal do Pará – INPE

(carla.costa@inpe.br)

Edna Maria Ramos de Castro

Universidade Federal do Pará – Docente NAEA

(ednamrcastro@gmail.com)

Edson José Paulino da Rocha

Universidade Federal do Pará – Docente PPGCA

(eprocha@ufpa.br)

Eduardo Martins Venticinque

Universidade Federal do Rio Grande do Norte

(eduardo.venticinque@gmail.com)

Elena Almeida de Carvalho

Doutoranda PPGCA

(ecarvalho@museu-goeldi.br)

Emily Regina Siqueira Dias

Discente da Universidade Federal do Pará – Bolsista INPE

(emily.siqueira@gmail.com)

Fabiano Bulcão de Almeida

(sidmeteoro@hotmail.com)

Flávio Augusto Altieri dos Santos

Centro Gestor e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia – Doutorando PPGCA

(flavio.santos@sipam.gov.br)

Hilciana do Socorro Pereira Oliveira

Mestre PPGCA

(enghilci.pesca@hotmail.com)

Igor da Silva Narvaes

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

(igornarvaes@inpe.br)

Ima Célia Guimarães Vieira

Museu Paraense Emílio Goeldi – Docente PPGCA
(ima@museu-goeldi.br)

Ingrid Vieira

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/Universidade Federal Rural da Amazônia
(ingrid.lima@inpe.br)

Iraneide Souza Silva

Museu Paraense Emílio Goeldi – Doutoranda NAEA/UFPA
(ira@museu-goeldi.br)

Iranilda Silva Moraes

Mestre – PPGCA
(ira_geo4@yahoo.com.br)

José Francisco Berrêdo

Museu Paraense Emílio Goeldi
(berredo@museu-goeldi.br)

José Henrique Cattânio

Universidade Federal do Pará – Docente PPGCA
(cattanio@ufpa.br)

Laura Suéllen Lisboa Ferreira

Museu Paraense Emílio Goeldi – Mestre PPGCA
(lauraferreira@museu-goeldi.br)

Leandro Valle Ferreira

Museu Paraense Emílio Goeldi – Docente PPGCA
(lvferreira@museu-goeldi.br)

Luisa Câmara Beserra Neto

Universidade Federal de Roraima
(luiza.camara@ufrr.br)

Luke Thomas Win Parry

Lancaster University
(lukeparry1@gmail.com)

Márcia Aparecida da Silva Pimentel

Universidade Federal do Pará – Docente PPGCA
(mapimentel@ufpa.br)

Márcia Nazaré Rodrigues Barros
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
(nmrbarros@hotmail.com)

Márcia Tatiana Vilhena Segtowich Andrade
Universidade Federal do Pará
(marcinhatati@hotmail.com)

Márcia Teixeira Falcão
Universidade Estadual de Roraima – Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia
(marciafalcao.geog@uerr.edu.br)

Marcos Adami
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – Docente PPGCA
(marcos.adami@inpe.br)

Maria das Neves Magalhães Pinheiro
Universidade Estadual de Roraima – Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia
(badelneves.geog@uerr.edu.br)

Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo
Museu Paraense Emílio Goeldi – Docente PPGCA
(ruivo@museu-goeldi.br)

Maria Isabel Vitorino
Universidade Federal do Pará – Docente PPGCA
(vitorino@ufpa.br)

Mário Augusto G. Jardim
Museu Paraense Emílio Goeldi – Docente PPGCA
(jardim@museu-goeldi.br)

Peter Mann de Toledo
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
(peter@ltid.inpe.br)

Philip M. Fearnside
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
(pmfearn@inpa.gov.br)

Priscila Sanjuan de Medeiros
Doutoranda PPGCA
(pmedeiros@museu-goeldi.br)

Rita de Cássia de Moraes Franco
Discente da Universidade Federal do Pará – INPE
(cssiafranco@yahoo.com.br)

Rosecélia Moreira da Silva Castro
Museu Paraense Emilio Goeldi
(rmsilva@museu-goeldi.br)

Silvia Cristina Alves França
Centro de Tecnologia Mineral – Docente PPGCA
(sfranca@cetem.gov.br)

Tassia do Socorro Serra Nunes
Mestre PPGCA
(tassia.nunes@sema.pa.gov.br)

