This file has been cleaned of potential threats.

If you confirm that the file is coming from a trusted source, you can send the following SHA-256 hash value to your admin for the original file.

a9ac2fd3ad743b0917a871ec9a10088420f72d31707f821c9b03ae894d6f6f4d

To view the reconstructed contents, please SCROLL DOWN to next page.

Várzeas Amazônicas

Desafios para um Manejo Sustentável

Wolfgang J. Junk
Maria Teresa Fernandez Piedade
Florian Wittmann
Jochen Schöngart

editoraINPA

Várzeas Amazônicas

Desafios para um Manejo Sustentável

Wolfgang J. Junk
Maria Teresa Fernandez Piedade
Florian Wittmann
Jochen Schöngart

Manaus, 2020

editoraINPA

Copyright © 2020, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

PRESIDENTE DA REPÚBLICA
Jair Messias Bolsonaro

MINISTÉRIO DE CIÊNCIA,
TECNOLOGIA E INOVAÇÕES – MCTI
Marcos Cesar Pontes

DIRETORA DO INSTITUTO NACIONAL DE
PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
Antonia Maria Ramos Franco Pereira

CAPA, PROJETO GRÁFICO E EDITORAÇÃO ELETRÔNICA

Tito Fernandes e Natália Nakashima

FOTOGRAFIAS DA CAPA

Florian Wittmann, Jochen Schöngart e Acervo ProVárzea

EDITORA INPA

Editor-chefe

Mario Cohn-Haft.

Produção editorial

Rodrigo Verçosa, Shirley Ribeiro Cavalcante, Tito Fernandes

FICHA CATALOGRÁFICA

V327 Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável / Wolfgang J. Junk, Maria Teresa Fernandez Piedade, Florian Wittmann, Jochen Schöngart. - Manaus : Editora do INPA, 2020.

310 p.

ISBN : 978-65-5633-005-1

1. Várzea - Amazônia. 2. Manejo Sustentável. I. Junk, Wolfgang J. II. Piedade, Maria Teresa Fernandez. III. Wittmann, Florian. IV. Jochen Schöngart.

CDD 577.669 811

Editora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
Av. André Araújo, 2936 – Caixa Postal 2223
Cep : 69067-375 Manaus – AM, Brasil
Fax : 55 (92) 3642-3438 Tel: 55 (92) 3643-3223
www.inpa.gov.br e-mail: editora@inpa.gov.br

Livro em comemoração aos 50 anos de convênio bilateral entre o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)/Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI), Brasil, e a Sociedade Max-Planck (MPG), Alemanha.

Sumário

Agradecimentos 6

Autores 7

Apresentação

Dra. Antonia Maria Ramos Franco Pereira 10
Diretora do INPA/MCTIC

Profa. Dra. Susan Trumbore 13
Diretora do Instituto Max-Planck de Biogeoquímica (MPI-BGCG), Jena, Alemanha

Prefácio 14

1. **Áreas alagáveis: Definições e características ecológicas gerais** 18
Wolfgang J. Junk, Maria Teresa Fernandez Piedade, Jochen Schöngart & Florian Wittmann

2. **Classificação das áreas úmidas brasileiras** 36
Wolfgang J. Junk, Maria Teresa Fernandez Piedade, Jochen Schöngart & Florian Wittmann

3. **Clima e hidrologia nas várzeas da Amazônia Central** 44
Jochen Schöngart & Wolfgang J. Junk

4. **Condições físico-químicas da água na várzea da Amazônia Central** 66
Wolfgang J. Junk

5. **Condições físico-químicas dos solos na várzea da Amazônia Central** 78
Wolfgang J. Junk

6. **Os campos naturais e as plantas herbáceas na planície de inundação amazônica e sua utilização** 87
Maria Teresa Fernandez Piedade, Aline Lopes, Layon Oreste Demarchi, Jefferson da Cruz & Wolfgang J. Junk

7.	**Impactos antrópicos nas várzeas amazônicas e seus efeitos sobre as macrófitas aquáticas** Aline Lopes, Kelvin Uchôa de Carvalho, Layon Oreste Demarchi, Aurélia Bentes Ferreira & Maria Teresa Fernandez Piedade	**106**
8.	**Composição floristica, diversidade, fitogeografia e evolução das florestas alagáveis amazônicas** Florian Wittmann, Maria Teresa Fernandez Piedade, Jochen Schöngart, Astrid de Oliveira Wittmann & Wolfgang J. Junk	**122**
9.	**O desenvolvimento da Amazônia Central na era moderna** Jörg J. Ohly	**144**
10.	**Agropecuária nas várzeas da Amazônia Central: Uma atividade econômica e sustentável?** Jörg J. Ohly	**168**
11.	**O manejo florestal na várzea da Amazônia Central: História, desenvolvimento e futuros desafios** Jochen Schöngart	**178**
12.	**Pesca comercial e piscicultura do Estado do Amazonas: Estado atual e perspectivas** Maria Gercilia Mota Soares, Wolfgang J. Junk, Carlos Edwar de Carvalho Freitas & Alzira Miranda de Oliveira	**207**
13	**Manejo comunitário da pesca no Baixo Amazonas, Estado do Pará** David Gibbs McGrath, Caroline Arantes, Antonia Socorro Pena da Gama, Leandro Castello, Oriana Trindade de Almeida, Priscila Saikoski Miorando & Juarez Pezutti	**226**
14.	**Manejo e uso múltiplo da várzea: Uma síntese** Wolfgang J. Junk, Maria Teresa Fernandez Piedade, Florian Wittmann & Jochen Schöngart	**242**
15.	**Referências bibliográficas**	**264**

Agradecimentos

Este livro é o resultado de uma cooperação de mais de meio século entre cientistas do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) em Manaus, Brasil, e da Sociedade Max-Planck (MPG) da Alemanha, representada pelos Institutos Max-Planck de Limnologia (MPIL) em Plön (1969-2007), Química (MPIC) em Mainz (2008-2017) e Biogeoquímica (MPI-BGC) em Jena (desde 2018). Manifestamos nossos agradecimentos as ambas instituições participantes por deixar à disposição sua infraestrutura e os seus cientistas, técnicos e alunos envolvidos nas pesquisas, e por financiar parte dos trabalhos. Agradecemos ainda a outras organizações que prestaram suporte financeiro e logístico às atividades de pesquisa, sem cujo apoio os trabalhos não teriam sido realizados: o Ministério de Ciência e Tecnologia (BMBF) da Alemanha, Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI), o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; PRONEX, PELD -MAUA, LBA, Projetos Universais, Rede Ripária), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM; PELD-MAUA, PRONEX), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), o Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM), a Universidade do Estado do Amazonas (UEA), o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SEMA, AM), aos Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), e Adaptações da Biota Aquática da Amazônia (INCT-ADAPTA).

Nossos agradecimentos são extensivos aos nossos parceiros de longa data nos trabalhos de campo Celso Rabelo Costa, Valdeney de Araújo Azevedo, Elizabeth Rebouças, Agenor Negrão da Silva, Mário Picanço, Lúcia Costa, Jackson de Castro e muitos outros assistentes de campo. Agradecemos a todos os colegas, cientistas, técnicos, e alunos, que contribuíram para o sucesso desta colaboração frutífera para produzir conhecimento sobre um ecossistema fascinante, construindo ao longo do tempo a ponte fundamental entre a ciência básica e a pesquisa aplicada. Sem o seu apoio e sua garra em condições de campo às vezes muito precárias, muitos dados deste livro não teriam sido elaborados. Agradecemos à Professora Dra. Maria Christina de M. Amorozo pela correção do Português e valiosos comentários científicos para aperfeiçoar o texto. A edição do livro foi financiada pelo Instituto Max-Planck de Biogeoquímica, (MPI-BGC), Jena, Alemanha.

Autores

Aline Lopes, bióloga. Doutora em Ecologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Pós-doutoranda em Ecologia na Universidade de Brasília – UnB e Pesquisadora Colaboradora no grupo de pesquisa MAUA/INPA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas), com experiência em ecologia de áreas úmidas com enfoque na ecologia, ecofisiologia, ecotoxicologia e padrões de distribuição de macrófitas aquáticas.

Alzira Miranda de Oliveira, engenheira de pesca. Doutora em Biologia de Água Doce e Pesca Interior pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Tem experiência na área de recursos pesqueiros, com ênfase em piscicultura. Pesquisadora bolsista (PNPD) do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, do convênio Universidade Nilton Lins/INPA, Manaus, Brasil.

Antonia Socorro Pena da Gama, graduada em Direito e Doutora em Educação não formal. Professora Adjunta da Universidade Federal do Oeste do Para (Santarém, PA). Atua na área de políticas públicas com destaque para questões fundiárias e o ordenamento pesqueiro e foco na região do Baixo Amazonas, Oeste Paraense.

Astrid de Oliveira Wittmann, bióloga. Doutora em Botânica, pós-doutoranda da Universidade de Karlsruhe (*Karlsruher Institut für Technologie* – KIT), Alemanha. Tem experiência docente e de pesquisa na área de botânica e ecologia, com ênfase em florestas periodicamente inundáveis, especialmente nos temas de germinação de sementes, desenvolvimento de plântulas e estresse de espécies arbóreas causado por alagamento.

Aurélia Bentes Ferreira, bióloga, mestranda em Botânica e integrante do grupo de pesquisa MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas), no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Atua na área de ecologia, com foco em ecologia de macrófitas aquáticas, e ecofisiologia de espécies arbóreas de áreas alagáveis.

Carlos Edwar de Carvalho Freitas, engenheiro de pesca. Professor Titular da Universidade Federal do Amazonas (UFAM) e professor credenciado no Programa de Pós-Graduação de Biologia de Água Doce e Pesca Interior (BADPI), do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Atua na área de ecologia de peixes e pesca, com foco em dinâmica populacional, avaliação de estoques e manejo pesqueiro.

Caroline Arantes, oceanógrafa. Pesquisadora da Texas A & M University (College Station, TX, USA). Atua na área de ecologia, manejo e conservação de peixes e da pesca em ecossistemas de planícies de alagação com foco principal na Amazônia.

David Gibbs McGrath, geógrafo. Pesquisador Sênior do *Earth Innovation Institute* (San Francisco, CA, USA) e Professor Associado Universidade Federal do Oeste do Pará (Santarém, PA). Atua na área de políticas para a gestão e desenvolvimento sustentável dos recursos naturais com foco no manejo dos recursos pesqueiros da várzea do Rio Amazonas.

Florian Wittmann, geógrafo. Pesquisador do *Karlsruher Institut für Technologie* (KIT), Alemanha, onde lidera o Departamento de Ecologia em Áreas Úmidas no Instituto de Geografia e Geoecologia. Integrante do grupo de pesquisa MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas), com experiência na área de ecologia e manejo sustentável de áreas úmidas, em particular distribuição e diversidade de florestas alagáveis.

Maria Gercilia Mota Soares, engenheira agrônoma. Pesquisadora Titular do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Atua na área de ecologia de peixes de áreas alagáveis da Amazônia. Tem experiência na área de ecologia de peixes de áreas alagáveis, com foco em bioecologia de peixes e manejo da pesca em lagos de várzea.

Jefferson da Cruz, doutor em botânica pelo INPA. Professor titular da Universidade Federal do Amazonas. Atua principalmente em temas ligados à etnoconservação, palmeiras e herbáceas aquáticas amazônicas, com enfoque na biodiversidade, morfologia adaptativa, fenologia e biologia reprodutiva.

Jochen Schöngart, doutor em Ciências Florestais. Pesquisador Titular do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) atuando no grupo de pesquisa MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas) com experiência na área de clima, hidrologia, ecologia e manejo florestal de áreas alagáveis, em particular com aplicações dendroecológicas.

Jörg J. Ohly, engenheiro agrônomo. Doutor em agricultura tropical, fisiologia e alimentação animal. Participou em projetos de pesquisa e desenvolvimento rural em países da Ásia e no Brasil. Dr. Ohly faleceu no 21 de fevereiro de 2019.

Juarez Pezzuti, biólogo. Doutor em Ecologia. Professor Associado do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos da Universidade Federal do Pará. Atua na área da ecologia aplicada, com ênfase em etnoecologia, pesquisa participativa e manejo comunitário de fauna na Amazônia, com ênfase em répteis aquáticos.

Kelvin Uchoa de Carvalho, bacharel em Ciências Contábeis. Foi bolsista DTI/INPA atuando no grupo de pesquisa MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas). Tem experiência na contabilização de danos ambientais.

Layon Oreste Demarchi, ecólogo. Doutorando em Botânica pelo Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia (INPA) e membro do grupo de pesquisa MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas). Possui experiência na área de floristica e etnobotânica, com ênfase em ambientes de campinaranas amazônicas.

Leandro Castello, oceanógrafo. Professor Adjunto da *Virginia Polytechnic Institute and State University* (Blacksburg, Virginia, Estados Unidos). Atua na área de ecologia e conservação da pesca tropical, com foco principal na Amazônia.

Maria Teresa Fernandez Piedade, bióloga. Doutora em Ecologia. Pesquisadora Titular do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), onde lidera o grupo de pesquisa MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas). Tem experiência na área de ecologia de áreas úmidas e seu manejo sustentável, com ênfase em macrófitas aquáticas, florestas alagáveis, produção primária e interações entre organismos.

Oriana Trindade de Almeida, economista. Doutora em Ciências Socioambientais. Professora Associada da Universidade Federal do Pará (Belém, PA). Atua na área de economia e gestão dos recursos naturais e dos recursos pesqueiros da Amazônia.

Priscila Saikoski Miorando, bióloga. Doutora em Ecologia Aquática e Pesca. Membro da ONG SAPOEMA e Professora Adjunta da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) – Campus Oriximiná, PA. Atua na área de conservação e manejo de recursos aquáticos, com foco em quelônios amazônicos e sistemas de manejo de base comunitária.

Wolfgang J. Junk, líder emérito do Grupo de Trabalho Ecologia Tropical do Instituto Max-Planck de Limnologia, Plön, Alemanha. Colaborador do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) atuando no grupo de pesquisa MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas). De 2008-2015 colaborador da Universidade do Estado do Amazonas (UEA), Manaus. Desde 2009 coordenador científico do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso, UFMT, Cuiabá. Ampla experiência em ecologia e manejo de áreas úmidas.

Apresentação

Ao se deparar com todo um enredo que envolve os estudos de áreas alagáveis na região amazônica, suas potencialidades e vulnerabilidades e o quanto esses sistemas hídricos favorecem a economia, as atividades sustentáveis na região e a qualidade de vida do homem amazônico, você leitor estará sendo convidado a conhecer e a fazer uma viagem pelas áreas de várzea e pelos igapós amazônicos, garantia de uma excelente fonte de conhecimento, criando a cada passo de sua leitura expectativas sobre o que poderá descobrir a cada capítulo lido.

Ao receber o convite para fazer o prefácio do livro "Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável", escrito com base acadêmica em homenagem aos 50 anos de sucesso do convênio bilateral entre o CNPq/MCTI/Brasil e a Sociedade Max-Planck/Alemanha o sentimento foi de felicidade e satisfação em poder, de forma breve, contribuir estimulando a leitura sobre o assunto que tanto contribui para uma realidade amazônica tão discutida e visada mundialmente em nossa atualidade.

Apesar de não conhecer pessoalmente todos os editores da obra, os exemplos que tenho de Maria Teresa Fernandez Piedade e Jochen Schöngart são de admiração. Além de serem pessoas pelas quais tenho grande estima, demonstram qualidade e comprometimento com a ciência, em particular sobre a formação do conhecimento das áreas de várzea na Amazônia Central e os fatores a ela relacionados. Maria Teresa Fernandez Piedade é pesquisadora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA da mesma forma que Jochen Schöngart.

Maria Teresa é coordenadora da cooperação Brasil-Alemanha entre o MCTI-INPA e a Sociedade Max-Planck (atualmente representado pelo Instituto Max-Planck de Biogeoquímica em Jena) em estudos de Ecologia de Áreas Alagáveis há quase 30 anos. Tem experiência na área de ecologia, atuando no presente, principalmente, no manejo sustentável e monitoramento de áreas alagáveis. Jochen tem experiência na área de ecologia e manejo florestal, em particular dendrocronologia com aplicações na dendroclimatologia (relação entre clima e crescimento arbóreo, reconstrução climática), dendroecologia, dinâmica de carbono na biomassa lenhosa e definição de critérios de manejo para recursos madeireiros. Atua também no desenvolvimento de modelos de previsão de níveis da água (cheias) na Amazônia Central.

Quanto aos outros editores, Wolfgang Junk, é pesquisador sênior, aposentado do Instituto Max-Planck de Limnologia em Plön, Alemanha, onde liderou por décadas o Grupo de Ecologia Tropical; foi professor visitante da Universidade do Estado do Amazonas (UEA) e atua em pesquisa e ensino no INPA e na Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). É expert na área de ecologia tropical, atuando principalmente na Amazônia e Pantanal e é líder científico do INCT em Áreas Úmidas (INAU). Florian Wittmann, outro editor do livro, atuou no INPA durante anos no âmbito do projeto bilateral entre o grupo de pesquisas MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas

Úmidas) e os Institutos Max-Planck de Limnologia e Química. Atualmente ele é professor e orientador de estudantes do INPA, e pesquisador do Instituto de Geografia e Geoecologia da Universidade de Karlsruhe, Alemanha, liderando o Departamento de Áreas Úmidas.

O livro tem como objetivo alcançar o leitor das mais diferentes áreas e é dirigido a acadêmicos, planejadores, administradores, políticos, e o público leigo interessado em geral. Nessa edição são abordados em capítulos, relevantes aspectos que vão desde as informações mais gerais, como definições e características de áreas alagadas; clima, hidrologia, condições físico químicas da água e solos na várzea da Amazônia Central; ecologia e uso das plantas herbáceas das planícies inundáveis; macrófitas como indicadores dos efeitos de impactos antrópicos nas várzeas amazônicas; composição florística, diversidade, fitogeografia e evolução das florestas alagáveis amazônicas; desenvolvimento da Amazônia Central na Era Moderna; agropecuária e o manejo florestal nas várzeas da Amazônia Central; pesca comercial e piscicultura do Estado do Amazonas; manejo comunitário da pesca no Baixo Amazonas e o Conceito do Uso Múltiplo da Várzea.

Mas o que nos incentiva a leitura do "Várzeas Amazônicas"? Percorrendo as páginas desse livro me veio à lembrança a impressionante poesia de Thiago de Melo em seu livro Amazônia, pátria das águas, de forma que não posso deixar de acrescentar aqui suas sábias e musicais palavras sobre a Amazônia:

> *"A lei do rio não cessa nunca de impor-se sobre a vida dos homens. É o império da água... É o Amazonas e o seu ciclo das águas. Tempo das "primeiras águas", quando o rio dá sinal de que tem vontade de crescer. Tempo de enchente, de vazante, tempo de seca. E o regime das águas condicionando e transformando a vida do homem amazônico ao longo das etapas do ano. Em qualquer lugar do Amazonas... O regime das águas é um elemento constante no cálculo da vida do homem. Porque são também ciclos econômicos. Grandes vazantes significam grandes colheitas: a terra da várzea inundada é fertilizada pelo rio, que lhe deposita sais minerais e matérias orgânicas. É tempo de grandes pescarias, tempo de bom plantar. Grandes cheias correspondem a duras calamidades e amargas misérias: o peixe se esconde nos lagos de remanso, as plantações são destruídas, o gado tem de ser levado para as alturas da terra firme ou então é reunido na "maromba", exíguo curral erguido sobre esteios acima das águas. O soalho das casas fica submerso, as sucurijus se aproximam no faro dos animais domésticos. O homem fica à mercê do rio. Mas não desanima: espera pela vazante, e alteia o soalho, e aproveita a terra enriquecida pela enchente. O rio diz para o*

homem o que ele deve fazer. E o homem segue a ordem do rio. Se não, sucumbe. O rio diz para o homem. Sucede que a floresta não pode dizer. A floresta não anda. A selva fica onde está. Fica à mercê do homem. Por isso é que há quatro séculos o homem vem fazendo da floresta o que bem quer. Com ela, e com tudo que vive nela, dentro dela. A floresta entrega o que tem. São séculos de doação que a floresta amazônica tem de bom para a vida do homem da região e das mais afastadas partes da terra. Sobretudo para os homens da Europa e da outra América, que são, ao longo da história da exploração dos recursos naturais da Amazônia, os que melhor fruíram e mais se enriqueceram com as riquezas da nossa floresta".

Ao fazermos uso de nossa imaginação durante a leitura de um livro e ao nos depararmos com o Várzeas Amazônicas em nossas mãos, temos imediatamente em nosso pensamento a possibilidade de recordar momentos sensacionais de experiências na Amazônia, como por exemplo: O cheiro da chuva, da terra molhada, da floresta amazônica e suas águas de tonalidades diferentes, da riqueza de nossa biodiversidade e da moldura dos rios cortando a floresta. Então, muito mais do que ler, sinta a Amazônia.

Dra. Antonia Maria Ramos Franco Pereira,
Diretora do INPA/MCTI

Apresentação

As a relative newcomer to the Floodplains group, I am proud to continue the long collaboration between the Max-Planck Society and INPA. One of the finest fruits of this collaboration is this book. I am very happy to help with the publication of the Portuguese translation and actualization of "Amazonian Várzeas: Challenges for a Sustainable Management", so that the extremely valuable information it contains on floodplain systems in the Amazon can be more widely read in Brazil.

Como recém-chegada ao grupo MAUA, tenho orgulho em continuar a longa colaboração entre a Sociedade Max-Planck e o INPA. Um dos melhores frutos desta colaboração é este livro. Estou muito feliz em ajudar com a publicação da tradução portuguesa e atualização do livro "Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável", para que as informações extremamente valiosas que contém sobre os sistemas de várzeas na Amazônia possam ser mais amplamente lidas no Brasil.

Profa. Dra. Susan Trumbore,
Diretora do Instituto Max-Planck de Biogeoquímica
(MPI-BGC), Jena, Alemanha

Prefácio

A cooperação científica entre o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Brasil, e os Institutos Max-Planck de Limnologia (MPIL), Plön, (1969–2007), Química (MPIC), Mainz (2008–2017) e Biogeoquímica (MPI-BGC), Jena (desde 2018), Alemanha, em estudos de Áreas Alagáveis Amazônicas.

Já no final da década de 1930, o Prof. Dr. Harald Sioli visitou Brasil, fazendo contatos com cientistas brasileiros. Em 1957, ele foi nomeado diretor do Instituto Max-Planck de Limnologia (MPIL). No início dos anos 1960, o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), dirigido pelo Prof. Dr. Djalma da Cunha Batista (1916-1979), e o MPIL em Plön, Alemanha, liderado pelo Prof. Dr. Harald Sioli (1910-2004), iniciaram uma colaboração científica sobre a ecologia da paisagem amazônica.

Em 1966, foi fundado o Departamento de Ecologia Tropical do MPIL, sob a direção do Prof. Dr. H. Sioli. Nesse mesmo ano, o INPA publicou em colaboração com o MPIL, sob a coordenação do Prof. H Sioli, o 1° número do periódico Amazoniana *"Limnología et Ecologia Regionalis Systema Fluminis Amazonas"*. Desde 1963, outros cientistas do MPIL ingressaram no INPA, trabalhando na classificação limnológica de tipos de água, classificação geoquímica das regiões amazônicas e em estudos de biodiversidade e produtividade. A cooperação resultou no treinamento de jovens cientistas brasileiros e alemães, e em muitas publicações científicas e vários livros, tais como *"Biogeography and Ecology in South America"* (Fittkau et al. 1968, 1969), e *"The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin"* (Sioli 1984a). Em 28 de maio de 1969 esta colaboração foi oficializada por meio de um convênio bilateral entre a Sociedade Max-Planck e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), representado pelo Prof. Dr. Paulo de Almeida Machado (INPA) e Prof. Dr. Harald Sioli (MPIL).

Após a aposentadoria do Prof. Sioli, em 1978, as pesquisas foram coordenadas pelo Prof. Dr. Wolfgang Junk, que havia realizado entre 1968 e 1969 os trabalhos de campo para sua tese de doutorado na Amazônia Central, como bolsista da Sociedade Max-Planck. Entre 1975-1978, o Dr. W. Junk foi contratado pelo INPA e, na condição de funcionário, assumiu a Coordenação do Departamento de Ictiologia, mais tarde renomeado Divisão Peixe/Pesca do INPA. Nesse período, ele foi também Coordenador Regional do Centro de Pesquisas Pesqueiras de Manaus (Convênio INPA/SUDEPE). Entre 1976 e 1979, ele estruturou e coordenou o Curso de Pós-Graduação em "Biologia de Água Doce e Pesca Interior - BADPI", INPA/UFAM.

Em 1980 o Dr. W. Junk foi convidado pela Sociedade Max-Planck para liderar o Grupo de Trabalho de Ecologia Tropical do MPIL, em Plön. Nessa função ele dividiu o seu tempo em períodos de trabalho de escritório e de campo nas várzeas e igapós Amazônicos, e na coordenação dos projetos de coo-

peração do lado alemão, bem como de trabalhos de laboratório no MPIL, em Plön. Os trabalhos científicos do lado brasileiro foram coordenados a partir de 1980 pelo Dr. José Alberto Sampaio Nunes de Mello. Em 1985 o Dr. Nunes recebeu nesta tarefa apoio da Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade, que assumiu a coordenação da cooperação pelo lado brasileiro a partir de 1992.

A pesquisa teve uma abordagem multi- e transdisiplinar focada nas estruturas e funções ecológicas das áreas alagáveis, química da água, solo e plantas, biomassa, produção primária e decomposição de material orgânico, adaptações morfológicas e fisiológicas de plantas e animais a inundações, ciclos biogeoquímicos e biodiversidade. Baseado nestes estudos o "Conceito de Pulso de Inundação" (Junk et al. 1989) foi desenvolvido, fundamentando estudos e projetos de pesquisa subsequentes que foram publicados no livro por Junk (1997a) *"The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System"*.

O período 1989-2007 foi marcado pela ampliação de projetos de pesquisa entre o INPA e o MPIL. Vários estudos de pesquisa aplicada foram desenvolvidos no âmbito do programa de colaboração entre o INPA e o CNPq, o IBAMA e o BMBF (Ministério Federal Alemão para Ciência e Educação), "Estudos sobre o Impacto Humano nas Florestas e Planícies Alagáveis nos Trópicos" (*Studies of Human Impact on Forests and Floodplains in the Tropics* – SHIFT), com o objetivo de apresentar propostas para diminuir os já existentes efeitos negativos nos ecossistemas tropicais e para elaborar conceitos para um manejo sustentável dos recursos naturais. As áreas de estudo incluíram o uso sustentável das planícies de inundação e seus recursos, como agricultura, criação de bovinos e de búfalos, pesca e silvicultura nas planícies da Amazônia e resultou na publicação do livro *"The Central Amazon Floodplains: Actual Use and Options for a Sustainable Management"* (Junk et al. 2000b).

Desde então, estudos direcionados foram realizados para preencher as lacunas de conhecimento existentes e projetar e testar modelos de uso sustentável para as áreas alagáveis amazônicas. Em 2003 foi estabelecido um convênio com o Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá para conduzir trabalhos aplicados focados na dinâmica das florestas de várzea em termos de sucessão, diversidade, produtividade, regeneração e manejo florestal. Este projeto também foi escolhido como um dos sítios demonstrativos no Programa de Eco-Hidrologia da UNESCO (2005-2009). A compilação desses estudos resultou na publicação do livro *"Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management"* (Junk et al. 2010a) e em um guia de campo com informações taxonômicas e ecológicas das principais espécies arbóreas de várzea (Wittmann et al. 2010a). Em 2007, o Prof. Dr. W. Junk se aposentou e a cooperação entre o INPA e o MPIL terminou, porém, ele continuou colaborando com o seu time do INPA.

O grande número de artigos científicos e livros produzidos mostra que a várzea amazônica está entre as áreas alagáveis tropicais mais bem estudadas no mundo inteiro. Porém, muitos planejadores, políticos e cientistas acreditam que o conhecimento científico ainda é insuficiente para elaborar para a várzea planos inovadores de manejo. Não há dúvida de que o conhecimento

sobre a várzea tem que ser aprimorado para satisfazer às exigências de um país moderno e em desenvolvimento acelerado. Mesmo assim, nós podemos constatar que o nível de conhecimento científico é suficiente para propor melhorias substanciais nos métodos de manejo para as várzeas e igapós. O presente livro resume este conhecimento para cientistas, estudantes, políticos, e leigos interessados. Com exceção do Capítulo 13, ele foi escrito por cientistas do Convênio INPA/Max-Planck. Os numerosos resultados sobre a biodiversidade e as adaptações dos organismos ao pulso de inundação não foram abordados neste livro.

Em julho de 2008, o convênio entre o INPA e a Sociedade Max-Planck foi renovado para permitir a continuidade nos estudos nas áreas alagáveis amazônicas. O parceiro do lado alemão passou a ser então o Instituto Max-Planck de Química (MPIC), Mainz. Os trabalhos foram coordenados pelo Prof. Dr. Jürgen W. Kesselmeier do MPIC e pela Dra. Maria Teresa F. Piedade, do INPA. Os pesquisadores Dr. Florian Wittmann e Dr. Jochen Schöngart do MPIL, que atuavam junto ao Projeto INPA/Max-Planck Áreas Alagáveis desde a elaboração de seus doutorados em 1998, foram contratados pelo MPIC e continuaram colaborando com o INPA.

Para dar continuidade aos estudos sobre as várzeas e igapós e outras tipologias de áreas úmidas, a Dra. M.T.F. Piedade estabeleceu em 2010 no INPA o Grupo MAUA ("Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas"). Esse grupo é componente do Diretório de Grupos de Pesquisa do CNPq, e dá prosseguimento às atividades desenvolvidas desde 1985, no âmbito do Grupo "Ecologia de Áreas Alagáveis Amazônicas". Atualmente, o MAUA conta com mais de 50 participantes, entre pesquisadores, estudantes, técnicos e estagiários. Em 2013, a Dra. M.T.F. Piedade convidou o Dr. J. Schöngart, já então contratado pelo INPA desde o final de 2012, para participar da coordenação dos trabalhos do MAUA.

Em 2014 o convênio foi renovado e ampliado, integrando o Instituto Max-Planck de Biogeoquímica (MPI-BGC), liderado pela Profa. Dra. Susan Trumbore que, em janeiro de 2018, assumiu a coordenação do Convênio INPA/Max-Planck "Áreas Alagáveis" pelo lado alemão. O Prof. Dr. Florian Wittmann, após assumir em 2016 a direção do Departamento de Ecologia em Áreas Úmidas no Instituto de Geografia e Geoecologia da Universidade de Karlsruhe (KIT), Alemanha, continua atuando ativamente nos estudos de áreas alagáveis amazônicas no âmbito das atividades do Grupo MAUA, realizando visitas regulares a Manaus e orientando alunos de diversos programas de pós-graduação do INPA.

As atividades atuais do Convênio INPA/Max-Planck são voltadas ao entendimento da dinâmica e da multiplicidade de funções e relevância das áreas úmidas amazônicas, e de outros biomas brasileiros. Entre outros, o grupo desenvolve estudos da ecologia, ecofisiologia e composição de espécies desses ambientes, sua tipificação, monitoramento e avaliação continuada no âmbito de mudanças do clima e uso de terra. Entre muitos artigos publicados em revistas cientificas, dois livros recentemente publicados merecem destaque: "Conhecendo as Áreas Úmidas Amazônicas: Uma viagem pelas Várzeas e Igapós" (Lopes & Piedade 2015), e "Herbáceas Aquáticas

da Várzea Amazônica" (Piedade et al. 2019).

Os trabalhos produzidos no âmbito da cooperação expandiram o conhecimento sobre as formas de uso sustentável das áreas úmidas amazônicas e brasileiras, de forma a permitir a manutenção de sua integridade e a melhoria da qualidade de vida das populações humanas que as habitam. Adicionalmente, um grande contingente de profissionais especializados em estudos de áreas úmidas foi formado, atuando presentemente em diversas instituições do Brasil e do mundo. O grupo tem ensejado esforços utilizando de diversos meios (escritos e mídia), para levar esse conhecimento aos mais diversos públicos, além da academia.

Wolfgang J. Junk &
Maria Teresa F. Piedade

Capítulo 1

Wolfgang J. Junk, Maria Teresa Fernandez Piedade,
Jochen Schöngart & Florian Wittmann

Áreas alagáveis: Definições e características ecológicas gerais

1.1 Introdução

Áreas alagáveis cobrem extensos trechos ao longo dos grandes rios no mundo inteiro. Elas exercem funções importantes na paisagem, entre outras, tamponar as flutuações do nível de água dos rios, absorver material em solução e suspensão, produzir e reciclar material orgânico e liberar parte dele para o canal dos rios, interagir com a atmosfera por meio dos ciclos de água, carbono, nitrogênio e muitos componentes orgânicos voláteis, e servir como habitat para muitas plantas e animais aquáticos e terrestres, alguns deles endêmicos. Para o homem, elas proporcionam peixes, madeira e produtos não-madeireiros. Além disso, o homem usa as áreas alagáveis durante a seca para produção agrária e como pasto para animais domésticos. Por causa da disponibilidade de água e solos férteis e devido ao ciclo hidrológico previsível, com uma época de cheia e uma de seca, áreas alagáveis nos trópicos e subtópicos foram centros de desenvolvimento cultural já muitos milênios atrás, tal como ocorreu nos rios Nilo, Eufrates e Tigre, Indo e Bramaputra, e Mekong.

Na Amazônia, a colonização das várzeas começou com a chegada do homem na área, cerca de 12.000 anos atrás (Roosevelt 1999). Os recursos naturais abundantes, tais como moluscos aquáticos, peixes, tartarugas e outros animais aquáticos, e uma floresta inundável com muitas árvores frutíferas, atraíram os caçadores e coletores, que se adaptaram facilmente às condições específicas da várzea. Os primeiros grupos eram nômades, mas com o aumento da densidade populacional, diferentes grupos começaram a ocupar e defender os seus territórios.

Para garantir a subsistência, os índios começaram com o enriquecimento dos seus territórios com plantas úteis e a seleção de variedades mais produtivas, o que levou ao desenvolvimento da agricultura. Os solos férteis facilitaram este desenvolvimento. Milho (*Zea mays*) entrou na dieta cerca de 6.000 anos atrás (Bush et al. 1989), mandioca (*Manihot esculenta*) foi cultivada cerca de 4.000 anos atrás, e 2.000 anos atrás muitas variedades de plantas úteis foram cultivadas, entre outras, feijão e várias espécies de árvores frutíferas, entre elas, ingá (*Inga* spp.), açaí (*Euterpe oleracea*), buriti (*Mauritia flexuosa*) e cacau (*Theo-*

broma cacao) (Roosevelt 1989, Denevan 1992, Clement et al. 2015). De importância específica para os colonos, eram as várzeas altas, por causa da curta duração de inundação. Pontos estratégicos na terra-firme adjacente combinaram as vantagens de serem permanentemente secos e com poucos mosquitos, com o acesso fácil aos recursos ricos da várzea. Quando os europeus entraram na Amazônia pelo Rio Solimões-Amazonas, eles encontraram a várzea densamente colonizada. Denevan (1976) estima uma densidade populacional pré-colombiana de 14,6 pessoas/km^2 para a várzea e de 0,1 pessoa/km^2 para a terra-firme. A relativamente alta população humana, ao lado de abundantes recursos naturais, mostra que os povos indígenas manejaram a várzea de uma maneira sustentável.

A colonização europeia levou a um rápido colapso dos povos indígenas e suas culturas e resultou em uma superexploração dos recursos da várzea. Já em 1895, Veríssimo chamou a atenção para a destruição das populações de tartarugas e peixes-boi e previu a destruição dos estoques do pirarucu para o próximo século. Hoje em dia, a população humana na várzea tem mais ou menos o mesmo tamanho como na época pré-colombiana. Porém, os métodos de manejo mudaram, porque os europeus introduziram a pecuária, vários métodos de cultivos e cultivares novas, e eles exploraram as florestas de várzea por causa dos recursos madeireiros.

Com o aumento da capacidade tecnológica, o homem começou a controlar os processos hidrológicos, primeiro nas áreas temperadas, onde as inundações eram menos previsíveis e impediam o desenvolvimento de métodos de manejo dos recursos das planícies inundáveis adaptados ao ciclo hidrológico natural. As exigências das economias modernas levaram os países tropicais a adotar os mesmos métodos de controle hidrológico, tais como construção de diques e represas com a finalidade de controle de inundações e a produção de energia hidrelétrica. Em consequência, as áreas alagáveis perderam parte das suas funções, com impactos negativos ecológicos, econômicos e sociais. Este processo, que já é bastante avançado no Sul do Brasil, começou na Bacia Amazônica algumas décadas atrás, com a construção das primeiras represas hidrelétricas nos tributários do Rio Amazonas, e vai se acelerar com a demanda crescente de energia elétrica do país. As modificações começam a afetar as várzeas amazônicas, porém ainda de uma forma latente. Por exemplo, pesquisadores chamaram a atenção dos políticos para o fato que as represas hidrelétricas acima de Porto Velho no Rio Madeira, um grande tributário de água-branca do Rio Amazonas, interrompem as migrações de muitas espécies de peixes, entre eles os grandes bagres, que migram da área deltaica do Amazonas para desovar nas cabeceiras do Rio Madeira. O alerta não foi ouvido e as consequências ainda não se mostraram, mas elas certamente vão se manifestar na redução dos estoques destas espécies.

Além do controle da hidrologia, os países tropicais copiaram dos países das regiões temperadas métodos de manejo pouco adaptados às condições específicas das áreas alagáveis. Isso diminuiu ainda mais os serviços que as áreas alagáveis providenciaram para o homem, principalmente em respeito à estocagem temporal da água, à limpeza da água, à produção primária e secundária do sistema rio-área alagável, e à manutenção da biodiversidade. Na Amazônia, este processo está também em andamento, porém ele ainda pode ser controlado por

meio de uma análise crítica dos impactos econômicos, ecológicos e sociais das diferentes atividades realizadas nas várzeas e igapós e por meio da elaboração de alternativas menos danosas.

Áreas alagáveis diferem consideravelmente entre si em respeito aos parâmetros hidrológicos, hidro-morfológicos, geoquímicos e biológicos. Estes parâmetros influenciam também o uso destes sistemas pelo homem. Este capítulo apresenta uma introdução à história recente das pesquisas sobre as áreas alagáveis amazônicas, caracteriza as condições ecológicas, e analisa as áreas alagáveis amazônicas dentro do quadro científico internacional. As várzeas se estendem por uma distância de cerca de 5.000 km ao longo do Rio Solimões -Amazonas, começando no sopé dos Andes, indo até a Ilha do Marajó, e ao longo dos seus tributários de água-branca. Ao longo destes trechos, mudam a amplitude do pulso de inundação, a morfologia da várzea, a cobertura vegetal, a densidade da população humana e o tipo do aproveitamento dos recursos naturais. A maior parte dos dados apresentados aqui foi levantada na Amazônia Central. Extrapolações para outras regiões de várzea são possíveis somente após serem consideradas as diferenças regionais ecológicas, econômicas e sociais.

1.2 Definição, delimitação e características hidrológicas de áreas úmidas (AUs)

Os ecossistemas podem ser diferenciados entre sistemas terrestres e aquáticos. Existe um grupo intermediário, as terras úmidas, que têm características de ambos os grupos. Entretanto, existem diferentes tipos de terras úmidas. A principal diferença está relacionada ao regime hidrológico. Um grupo é caracterizado por um nível de água estável, o outro por fortes flutuações do nível da água. O primeiro grupo inclui os pântanos e turfeiras, o segundo grupo, as planícies alagáveis, que oscilam entre uma fase terrestre e outra aquática (Figura 1.1).

Na literatura internacional existem várias definições para áreas úmidas, entre outras, aquelas do *International Biological Program* (IBP) (Westlake et al. 1988), da Convenção de Ramsar (Iucn 1971), do *U.S. Fish and Wildlife Service* (USFWS) (Cowardin et al. 1979), da Índia (Gopal & Sah (1995), do *Scientific Committee on Problems of the Environment* (SCOPE) (Gopal et al. 1990), e a definição e classificação geomórfica de Semeniuk & Semeniuk (1995). Junk et al. (2014a,b) analisaram estas definições e propõem para o Brasil a seguinte definição: "Áreas Úmidas (AUs) são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica". AUs devem possuir (1) presença, pelo menos periodicamente, de espécies de plantas superiores aquáticas ou palustres, e/ou (2) presença de substrato/solo hídrico (Capítulo 2).

De acordo com Mitsch & Gosselink (1986), é difícil definir a extensão das áreas alagáveis porque seus limites superiores e inferiores são arbitrários. Hidrólogos norte-americanos definem a "planície alagável ativa de um rio como a área que alaga pela maior inundação de um século" (Bhowmik & Stall 1979). Do ponto de vista ecológico, a limitação de um período de cem anos é arbitraria.

Figura 1.1: A posição das áreas alagáveis em relação a outros ecossistemas aquáticos e terrestres (adaptado de Junk 1997a).

Por exemplo, árvores da floresta alagável vivem bem mais de cem anos e a sua ocorrência poderia ser um marco. Além disso, para muitos rios, não existem medidas hidrológicas de cem anos; também o comportamento hidrológico pode ser mudado, por exemplo, pela construção de represas hidrelétricas ou pelas mudanças climáticas globais.

A maioria das AUs tropicais e subtropicais pertence aos sistemas de pulso de inundação. Elas passam periodicamente por uma fase terrestre, que frequentemente atinge mais que 90% da sua área total. No Brasil, isso vale para mais de 90% das AUs. Junk et al. (2014a,b) levaram isso em consideração e propõem a seguinte definição para o delineamento das AUs: "A extensão de uma AU é determinada pelo limite da inundação rasa ou do encharcamento permanente ou periódico, ou no caso de áreas sujeitas aos pulsos de inundação, pelo limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se existentes, áreas permanentemente secas em seu interior, habitats vitais para a manutenção da integridade funcional e da biodiversidade das mesmas. Os limites externos são indicados pela ausência de solo hidromórfico, e/ou pela ausência permanente ou periódica de hidrófitas e/ou de espécies lenhosas adaptadas a solos periodicamente encharcados".

A inclusão de áreas permanentemente secas no interior das AUs na delimitação é de importância fundamental para a manutenção da biodiversidade destas áreas. Porém, as áreas permanentemente secas estão sob extrema pressão pela ocupação humana, por exemplo, para a construção de estradas, de casas e para o uso da agropecuária. Além disso, a definição considera o fato que a área das AUs varia fortemente durante inundações e secas extremas. Estes acontecimentos influenciam não somente a flora e fauna, mas também as pessoas que vivem dentro e ao redor das AUs. De acordo com as previsões do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, da sigla em inglês), eventos climáticos extremos vão aumentar consideravelmen-

te no futuro e podem criar catástrofes econômicas e sociais, se a extensão das AUs durante inundações extremas não for respeitada (Capítulo 3). O novo Código Florestal (Lei Federal nº 12.561 de 25 de maio de 2012), porém, determina os limites das AUs somente de acordo com o nível durante a água baixa, o que deixa grandes partes desprotegidas e aumenta os riscos, durante enchentes altas, para as pessoas, que colonizam e usam estas áreas, especialmente em rios com grandes áreas alagáveis, como no Pantanal e na Amazônia.

A lei que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos é a Lei Federal nº 9.433/97, também chamada de Código das Águas. Ela possui em um dos seus instrumentos, denominado de Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), um conjunto de ações para efetivação da gestão de recursos hídricos no Brasil. Essas ações compõem os programas do PNRH e seus detalhamentos operativos e aprovações são de responsabilidade do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (BRASIL 2008). A deficiência principal desta lei e deste plano é o fato de que os autores não oferecem uma definição do que eles entendem pelo termo técnico "recursos hídricos". Para fechar esta lacuna, Junk et al. (2014b) propõem a seguinte definição: "Recursos hídricos abrangem a água de chuva e todos os corpos de água, naturais e artificiais, superficiais e subterrâneos, continentais, costeiros e marinhos, de água doce, salobra e salgada, parados (lagos e águas represadas) e correntes (rios - intermitentes, efêmeros ou perenes - e seus afluentes, hidrovias e canais artificiais), e todos os tipos de áreas úmidas, permanentes e temporárias". Esta definição inclui as AUs na categoria de recursos hídricos e fornece a elas um estatuto legal específico.

Em junho de 2015, o Comitê Nacional das Zonas Úmidas (CNZU) do Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas, recomendou aos órgãos, entidades e colegiados relacionados à formulação de políticas e legislação voltadas à conservação de AUs brasileiras que adotem a definição das AUs e o seu delineamento, a definição dos recursos hídricos e o sistema de classificação de AUs Brasileiras, resumido no Capítulo 2. Porém, uma nova proposta de definição seria apreciada do ponto de vista legal pela Câmara Técnica de Assuntos Institucionais e Legais (CTIL/CNRH), qual seja: "Recursos hídricos é água utilizada para fins ambientais, sociais e econômicos". Entretanto, foi dito que a inserção do viés ambiental na definição não é ponto pacífico no CNRH. Ao nosso ver, esta nova proposta representa uma visão antropocêntrica, imediatista e de utilitarismo absoluto, que não leva em consideração a proteção dos recursos hídricos para futuras gerações.

1.3 O pulso de inundação e as suas implicações para a ecologia e o uso das áreas alagáveis amazônicas

Todos os corpos de água que apresentem nível flutuante de água são circundados por planícies alagáveis, exceto aqueles com orlas de intensos declives, como, por exemplo, rios de cânion ou lagos em vales com grande inclinação. Também, corpos de água efêmeros em regiões áridas ou semiáridas, inundados pela chuva durante as estações chuvosas ou pela neve que derrete durante o verão nas altas latitudes, ou nos trópicos a altas altitudes, devem ser incluídos como planícies alagáveis.

Em 1989, Junk e colaboradores apresentaram o "Conceito de Pulso de Inundação", que descreve as estruturas e funções de áreas alagáveis e permite previsões do comportamento dos sistemas, se o fator principal, o "pulso de inundação", é modificado. A área de planície alagável é chamada de zona de transição aquática/terrestre (ATTZ), porque ela alterna entre ambientes aquáticos e terrestres. Terra e água são conectadas por um limite de água/terra móvel, chamado de "zona de litoral móvel". A inundação varia em duração, altura, frequência, previsibilidade e forma da subida e descida da água (Tabela 1.1). Hidrólogos consideram rios e suas planícies alagáveis como sendo uma unidade, uma vez que eles são inseparáveis com relação ao balanço de água e sedimentos. Junk et al. (1989) seguem esta posição e consideram que ambientes lênticos e lóticos permanentes (canais de rios e lagos de planícies constantemente alagadas) e a ATTZ são uma unidade, ou seja o "sistema de rio-planície alagável".

Cheias de grandes rios, como o Solimões-Amazonas e seus grandes tributários, são monomodais e previsíveis, porque eles representam a precipitação integrada de grandes bacias hidrográficas (Figura 1.2). As flutuações dos níveis da água são lentas e normalmente mostram um ciclo anual previsível, de acordo com as estações seca e chuvosa. A forma do pulso de inundação pode mudar ao longo do curso do rio. A amplitude média de cheia do Rio Amazonas próximo a Manaus é de cerca de 10 m e próximo a Santarém, cerca de 750 km rio abaixo, é somente a metade disto. As planícies alagáveis ao longo dos rios pequenos são frequentemente inundadas por cheias de baixa amplitude e curta duração, que não são previsíveis, pois são diretamente influenciadas pelo padrão de chuvas locais (Figura 1.3).

Água corrente tem energia cinética, que determina a morfologia do leito do canal do rio e a estrutura da planície inundável. Existe um equilíbrio dinâmico entre a morfologia do canal e sua

Tabela 1.1: Caracterização das áreas úmidas (AUs) brasileiras de acordo com sua situação hidrológica.

AUs sem pulso de inundação			Tipo de AU afetada
			Turfeiras, veredas, campos úmidos, buritizais, carnaubais
AUs com pulso de inundação			**Tipo de AU afetada**
Previsibilidade	Frequência	Amplitude	
Previsível	Monomodal	Alta	AUs ao longo de grandes rios (p. ex., várzeas e igapós amazônicos)
Previsível	Monomodal	Baixa	Grandes AUs interfluviais, AUs de baixa amplitude conectadas a alguns rios (p. ex., Pantanal), AUs em dunas costeiras (p. ex., Lençóis Maranhenses)
Previsível	Polimodal	Variável	AUs costeiras com maré
Imprevisível	Polimodal	Variável	AUs ao longo de pequenos rios, em pequenas depressões e em dunas costeiras
Imprevisível	Multianual	Baixa	AUs no Nordeste semiárido
Variável	Variável	Variável	AUs dentro e ao redor de corpos de água com flutuação de nível da água influenciada pelo homem

área alagável, a descarga, a carga de sedimentos, e a inclinação. Este equilíbrio é chamado geometria hidráulica. A mudança em um deste fatores resulta em mudanças nos outros fatores, até que um novo equilíbrio seja atingido. A grande variação nas flutuações anuais do Rio Solimões-Amazonas e seus grandes tributários indica grandes mudanças nos outros fatores, como, por exemplo, em relação à sedimentação e erosão, como mostrado por Meade et al. (1985) e Irion et al. (1997). O rio permanentemente modifica a forma da planície inundável. Isso leva a uma grande diversidade de habitats e a uma grande dinâmica no desenvolvimento das comunidades de plantas e animais, que são perturbadas ano a ano pelo pulso de inundação e algumas vezes até destruídas por eventos maiores de sedimentação e erosão.

A vegetação natural tende a atuar contra o distúrbio que desestabiliza seus habitats, absorvendo parte da energia cinética da água durante a cheia. A grande quantidade de gramíneas semiaquáticas reduz a velocidade, acelera a deposição da matéria suspensa, e estabiliza as praias arenosas e argilosas. Nos diques marginais mais altos, a floresta alagável assume a função de quebrar a corrente. Quando esta função é reduzida em grande escala, como, por exemplo, por fazendas de gado, que substituem as florestas e as gramíneas perenes altas por pastos com gramíneas de pequena altura, as forças erosivas do rio irão crescer e reduzir a estabilidade física da planície alagável.

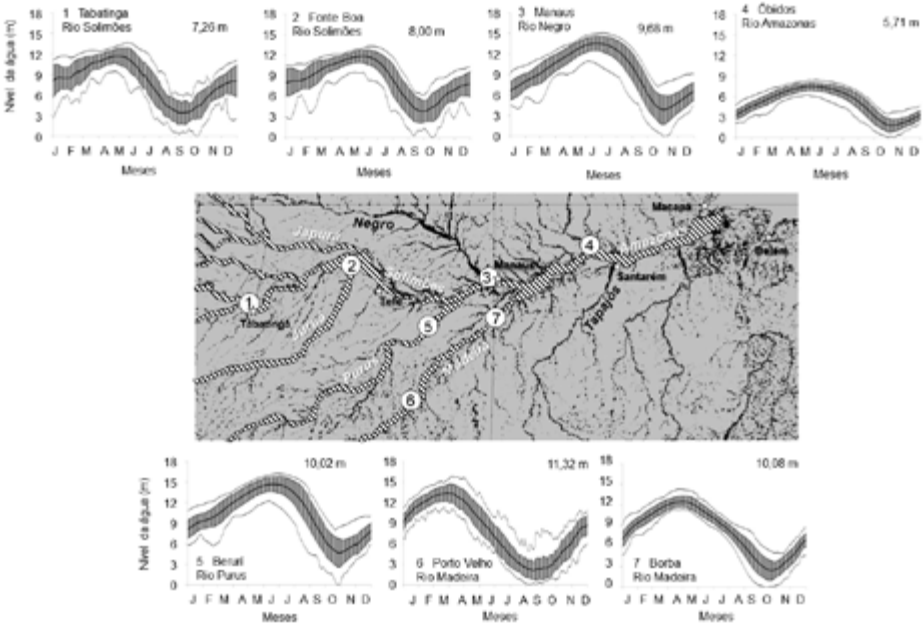


Figura 1.2: Padrão de inundação do Rio Solimões-Amazonas e os grandes afluentes de água-branca. As várzeas são indicadas pela área tracejada. A localização das estações é indicada pelo número no mapa. As medidas hidrológicas indicam o nível de água anual médio (curva preta), o desvio padrão (área cinza), e máxima e mínima (linhas cinzas) baseados em dados no período 1983-2005. Os números em centímetros indicam a amplitude média anual (dados: Agência Nacional de Águas - ANA) (Junk et al. 2012, modificada).

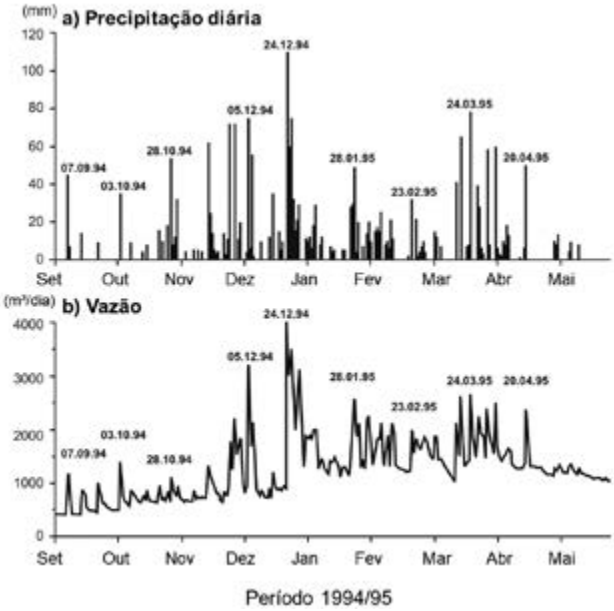


Figura 1.3: Precipitação e medidas hidrológicas do Igarapé Tenente Amaral na fronteira entre as bacias hidrográficas dos rios Amazonas e Paraguai. O padrão imprevisível de curta duração das inundações é característico para todos os pequenos rios na Amazônia e no Cerrado e corresponde ao padrão de chuvas locais (Wantzen 2003, modificado).

1.4 Biodiversidade e adaptações de organismos ao pulso de inundação

O pulso de inundação acopla e desacopla as planícies alagáveis aos sistemas permanentemente terrestres, por exemplo, a terra-firme e aquáticos, como os canais de rios e os lagos perenes, pelo litoral móvel. A oscilação entre as fases aquáticas e terrestres permite a ocupação do mesmo habitat por organismos terrestres e aquáticos durante o ciclo hidrológico anual (Figura 1.4), porém pode representar também condições adversas para eles. Durante as cheias, os organismos aquáticos são favorecidos, porque eles têm a planície toda à sua disposição. Eles se beneficiam simultaneamente dos recursos anteriormente produzidos pelas comunidades terrestres na ATTZ e pelos recursos produzidos pelas comunidades aquáticas. Durante as cheias, os peixes migram para a planície de inundação e se alimentam dos frutos da floresta alagável, plantas terrestres herbáceas, detritos de origem terrestre e invertebrados terrestres, assim como do fitoplâncton, perifiton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, bentos, perizoon etc. As populações de organismos terrestres sofrem grandes perdas durante a fase aquática. Durante a fase terrestre, elas encontram boas condições de vida. As plantas terrestres anuais crescem, florescem e produzem sementes, os invertebrados terrestres se reproduzem e as suas populações atingem o tamanho máximo. Os pássaros que se alimentam de peixes se reproduzem por causa da disponibilidade alta de peixes concentrados nos corpos de água remanescentes, enquanto as populações de organismos aquáticos, como, por exemplo, peixes, sofrem grandes perdas.

Gopal & Junk (2000) definem como espécies de AUs "todas as plantas, animais e microorganismos que vivem na AU permanentemente ou periodicamente (incluindo espécies migratórias de habitats adjacentes ou distantes), ou dependem diretamente ou indiretamente de habitats nas AUs ou de organismos vivendo dentro delas".

A aplicação desta definição resultou na diferenciação entre (1) espécies vivendo dentro da área (espécies dependendo de áreas alagáveis com um subgrupo de espécies endêmicas), (2) espécies migradoras regulares de habitats de água funda (permanentemente aquáticas), (3) espécies migradoras regulares de habitats terrestres, (4) espécies migradoras de outras áreas alagáveis, (5) espécies visitantes ocasionais e (6) espécies que dependem da biota da área alagável (como epífitas, invertebrados vivendo na copa das árvores e parasitas). Por exemplo, na planície da Amazônia Central (sem a área pré-andina e a Bacia do Orinoco), 1.042 espécies de pássaros foram registradas, das quais 729 espécies foram observadas nas áreas alagáveis, sendo 83 espécies deste total consideradas espécies aquáticas, e 132 espécies de ocorrência exclusiva em macrohabitats das áreas alagáveis, a começar pelas praias arenosas até os diferentes tipos de florestas alagáveis. As outras 514 espécies foram observadas em áreas alagáveis, mas ocorrem predominantemente na terra-firme (Petermann, comunicação pessoal).

Um pulso previsível permite aos organismos se adaptarem às condições específicas do sistema. Este processo pode resultar em alta biodiversidade e no desenvolvimento de espécies endêmicas, se o sistema tem idade geológica suficientemente grande e se o paleoclima não mudou drasticamente, provo-

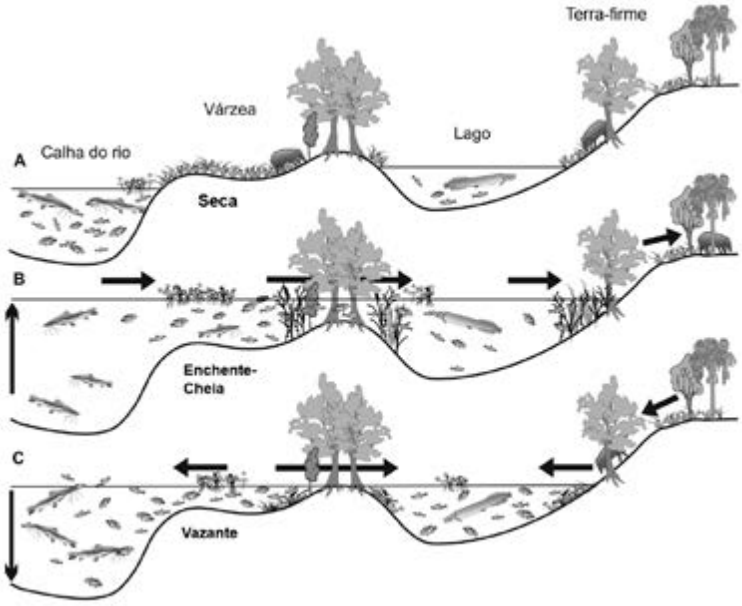


Figura 1.4: Intercâmbio de peixes e mamíferos terrestres entre o canal do rio e a terra-firme, respectivamente, e a várzea durante estações hidrológicas diferentes (Junk et al. 2000c).

cando a extinção de espécies em larga escala (Junk 2000b). As planícies alagáveis do Rio Solimões-Amazonas e seus grandes afluentes são sistemas muito antigos, apesar do fato de os sedimentos da várzea recente terem sido depositados somente poucos milhares de anos atrás, depois do último período glacial (Kubitzki 1989, Junk 1997a). Mudanças paleoclimáticas não afetaram as planícies alagáveis o suficiente para provocar grande perda de espécies. Por isso, as planícies alagáveis da Amazônia Central mostram grande diversidade de espécies e um número elevado de endemismos, como demonstrado para as árvores da floresta alagável (Capítulo 8). Em comparação, o Panatanal do Mato Grosso, uma grande planície alagável localizada 2.500 km ao sul do equador, sofreu períodos paleoclimáticos de severa seca. O número de espécies endêmicas é baixo, porque a presente flora e fauna migraram para o Pantanal em tempos recentes do Cerrado, da Amazônia, e do Chaco (Junk et al. 2006).

A biodiversidade também está correlacionada com a diversidade de habitats. O pulso de inundação causa mudanças permanentes na planície alagável e cria uma grande diversidade de habitats, o que permite a coocorrência de muitas espécies com diferentes estratégias e níveis adaptativos (Capítulo 2). Os organismos escolhem habitats específicos, como mostra a distribuição da vegeta-

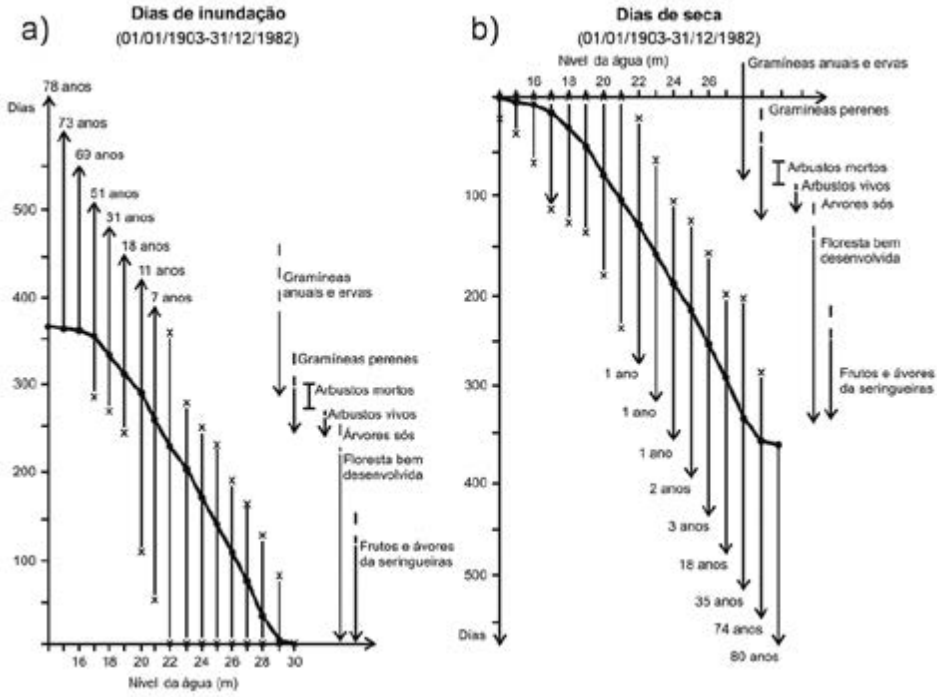


Fig. 1.5: Distribuição das maiores comunidades de plantas terrestres da várzea do Rio Solimões-Amazonas perto de Manaus ao longo do gradiente de inundação, em relação ao valor médio de 80 anos, e o número máximo e mínimo de dias de (a) inundação e (b) seca (dados hidrológicos da Capitania dos Portos de Manaus). Número de anos sem períodos de seca, e de inundação são indicados em parênteses. Os valores são calculados de acordo com o ano hidrológico (Junk 1989a, adaptado).

Figura 1.6: Estratégias de sobrevivência de invertebrados terrestres nas várzeas e igapós da Amazônia Central (Adis & Junk 2002).

Tabela 1.2: Adaptações e respostas morfológicas, fisiológicas e fenológicas de árvores da Amazônia Central às inundações periódicas.

Parte da árvore	Tipo de adaptação
Folhas	- Folhas xeromórficas com cutícula grossa e com grossas paredes exteriores da epiderme - Perda periódica de folhas durante a cheia - ou manutenção das folhas emersas - ou manutenção das folhas embaixo da água
Diásporos	- Na maioria hidrocóricos e ictiocóricos
Tronco	- Redução periódica do incremento do tronco - Anéis anuais de crescimento - Estocagem de água no tronco - Hipertrofia do tronco - Formação de lenticelas hipertrofiadas - Ventilação de pressão - Transporte interno de oxigênio das folhas para a rizosfera
Raízes e rizosfera	- Pneumatóforos (em algumas palmeiras em áreas de inundação baixa) - Difusão de oxigênio e enriquecimento da rizosfera - Formação de raízes adventícias - Suberização das raízes - Metabolismo anaeróbico
Outros	- Plantas de baixa iluminação, algumas com fotossíntese embaixo da água - Excreção de aldeídos e outros componentes orgânicos voláteis pelas folhas

ção ao longo do gradiente de inundação (Figura 1.5a,b) e a distribuição das árvores da floresta alagável (Capítulo 8). Perturbação por altas taxas de sedimentação e erosão, assim como a granulometria dos sedimentos, também podem afetar a distribuição das plantas e tornar o quadro mais complexo (Junk 1989a).

Os organismos desenvolveram estratégias diferentes para lidar com as condições específicas nas áreas alagáveis. As estratégias dos peixes são discutidas no Capítulo 12. As estratégias dos invertebrados terrestres são resumidas na Figura 1.6, aquelas das árvores na Tabela 1.2, e aquelas de invertebrados aquáticos na Tabela 1.3.

A relativamente alta fertilidade da água e sedimentos nas planícies alagáveis de rios de água-branca favorece o rápido crescimento e altas taxas de reprodução, incluindo a propagação assexuada (propagação vegetativa, partenogênese etc.) de plantas e animais como estratégia para a rápida substituição de perdas que ocorrem durante os respectivos períodos desfavoráveis. Frequentemente, organismos de pequeno porte combinam essas características com maturação precoce, o que lhes permite um explosivo crescimento da população durante os períodos favoráveis (estratégia-*r*, Pianka 1970). O número de estrategistas-r é muito grande nas várzeas e permite ao sistema reagir rapidamente às perturbações do pulso de inundação. Até um certo ponto, isto também é verdade para as perturbações antropogênicas. De todos os ecossistemas da Amazônia, a várzea é provavelmente a que apresenta a maior capacidade regenerativa depois dos distúrbios. Para a agricultura, esta capacidade tem algumas implicações negativas. Populações de espécies daninhas e insetos fitófagos se desenvolvem com grande velocidade e são em geral controladas por constantes aplicações de pesticidas, que são caras, podem danificar o ambiente e prejudicar o consumidor. O desenvolvimento de métodos de manejo adequados é necessário para reduzir a aplicação de pesticidas.

A capacidade de regeneração do sistema não funciona contra todo tipo de impactos. Sob condições naturais, o fogo tem um papel pequeno nos sistemas de planícies alagáveis da Amazônia Central, porque a floresta alagável bem desenvolvida não queima. Comunidades de plantas herbáceas ocupam áreas mais baixas que são expostas às condições terrestres somente durante curtos períodos do ano e são normalmente muito úmidas para começarem a queimar facilmente. O grande número de roças nas planícies alagáveis e a substituição de plantas nativas por pastos e diferentes comunidades pioneiras com um alto número de plantas

Tabela 1.3: Adaptações de invertebrados aquáticos para períodos de seca na várzea amazônica (modificado de Irmler 1981).

Estratégia reprodutiva-*r* Reprodução rápida	**Quiescência** Diapausa, Estivação[1]	**Proteção anfíbia** Da prole
Muitos ovos, ciclo de vida curto p. ex., Chironomidae, *Brasilocaenis irmleri*	Resistência contra dessecação de ovos e outros estágios Esponjas: *Drulia* sp.	*Trichodactylus* sp.
Reprodução assexuada, p. ex., Naididae, muitas espécies de *Cladocera*	Adultos: *Eupera simoni* *Pomacea lineata*	

[1]Quiescência, diapausa, estivação=estágios de inatividade.

ruderais, assim como o uso frequente das queimadas pelos ribeirinhos para limpar o terreno antes do plantio, aumentam dramaticamente o risco de incêndios descontrolados. As plantas nativas, que são bem adaptadas à cheia, não toleram o impacto do fogo. Elas são substituídas por plantas ruderais que queimam mais facilmente. Isto reduz a biodiversidade e aumenta o risco de grandes incêndios que irão danificar as pastagens, os plantios dos pequenos produtores e as florestas circundantes.

Nem todas as espécies das planícies alagáveis são estrategistas-*r*. Existem também algumas espécies que alcançam a maturidade sexual mais tarde, têm baixas taxas reprodutivas, são de grande porte e têm uma vida longa (estratégia-*k*; Pianka 1970), como, por exemplo, o peixe-boi (*Trichechus inunguis*), as grandes tartarugas (*Podocnemis* spp.), e o pirarucu (*Arapaima gigas*), que estavam perto de extinção após décadas de caça e pesca predatórias. Os estoques de muitas espécies madeireiras podem ser facilmente superexplorados pela extração desenfreada, como mostrado no Capítulo 11. Mais informações sobre a biodiversidade encontram-se em Junk (2000a).

1.5 Fertilidade e produtividade

Durante as cheias, os rios transportam substâncias dissolvidas e material em suspensão para dentro das planícies alagáveis. A qualidade e a quantidade da matéria suspensa variam entre os rios e resultam em grandes diferenças na fertilidade da água e dos solos e na sua produtividade natural. A fertilidade também determina o potencial de produção para o uso humano. Os rios de água-branca, com o seu alto conteúdo de substâncias dissolvidas e grande carga de matéria suspensa fértil, têm planícies inundáveis (várzeas) férteis com alta produtividade natural e alto potencial de produção. Rios de águas-pretas (Sioli 1950, 1965, Junk & Furch 1985, Furch & Junk 1997a) transportam reduzidas concentrações de nutrientes dissolvidos e pequena carga de matéria suspensa de baixa fertilidade. Os solos de suas planícies alagáveis (igapós) são pobres em nutrientes e de baixo potencial produtivo. As planícies alagáveis de águas-claras têm fertilidade intermediária e são classificadas por Prance (1979) de acordo com a composição florística das suas florestas alagáveis, como igapós (Figura 1.7).

Algas (fitoplâncton e perifiton), plantas herbáceas e plantas lenhosas contribuem para a produção primária das áreas alagáveis. A produção de algas e macrófitas aquáticas realiza-se na fase aquática, aquela de plantas herbáceas terrestres, na fase terrestre. A produção das plantas lenhosas (árvores e arbustos) ocorre em ambas as fases, sendo o aumento do diâmetro dos troncos reduzido na fase aquática (Tabela 1.4).

Algas têm um ciclo de vida curto. Schmidt (1973) calcula para fitoplâncton uma biomassa de 60 kg/ha e um período de renovação (*turnover time*) de 1,7 dias e para o lago de várzea Lago Castanho uma produção primária líquida (PPL) de 3 t C/ha/ano. Outros estudos indicam valores na mesma ordem de grandeza (Fisher 1979, Melack & Fisher 1990). A PPL e densidade de algas variam bastante durante o ciclo do ano. Densidades mais altas por unidade de volume são encontradas na água baixa, mas a alta turbidez reduz a camada eufótica (Rodrigues 1994). Com a enchente, entram nutrientes novos nas várzeas e ocasionam uma floração de algas na zona de mistura das águas (Fisher & Parsley 1979). Os es-

tudos na água-preta mostram valores de PPL bem inferiores de fitoplâncton, por exemplo 230 kg/ha/ano em uma baía do Rio Negro (Schmidt 1976). Experimentos com folhas de acetato de celulose e de radiocarbono (^{14}C) indicam uma PPL do perifiton na mesma ordem de grandeza que a do fitoplâncton (Putz & Junk 1997, Doyle 1991, Melack & Forsberg 2001). A relação entre produtividade e biomassa (razão *PPL/B*) é >1 (Tabela 1.4).

O pulso de inundação divide as plantas herbáceas em dois grandes grupos: Aquelas que crescem na fase terrestre e aquelas que crescem na fase aquática. Isso significa que a mesma área pode ser usada durante o ciclo hidrológico por espécies terrestres e aquáticas. A produção e a biomassa podem ser muito altas e chegar a mais de 100 toneladas de matéria seca por hectare ao ano (Piedade et al. 1991, Junk & Piedade 1997). A

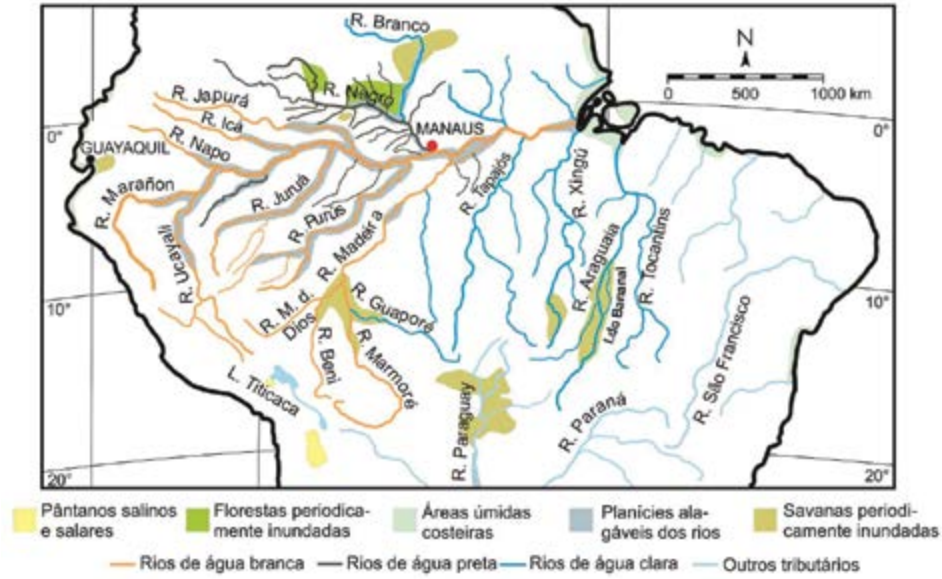


Figura 1.7: A distribuição dos grandes rios de água-branca, preta e clara na Bacia Amazônica (Junk et al. 2014a, adaptada).

Tabela 1.4: Biomassa (B) e produção primária líquida (PPL) por ano nas diferentes comunidades de plantas da várzea amazônica (Junk 1997a). Valores são indicados como matéria seca por hectare.

Comunidade	Biomassa por (B)/ha	Prod. Prim. Líquida (PPL) ha/ano
Fitoplâncton	10-40 kg	6 t
Perifiton	68 kg	7,6 t
Plantas terrestres anuais	até 10 t	até 20 t
Capins perenes	30-80 t	até 100 t
Macrófitas aquáticas emergentes	3-20 t	até 60 t
Floresta da várzea	200-300 t*	até 30 t*

*Schöngart et al. (2010)

relação entre produtividade e biomassa (razão *PPL/B*) é >1. Para informações adicionais vejam Capítulo 6. A floresta inundável representa grande biomassa em comparação com a produtividade. A relação entre produtividade e biomassa (razão *PPL/B*) é <1 (Tabela 1.4). A produção primária por unidade de área durante um ano pode ser bem maior do que a produtividade das comunidades individuais, porque a mesma área pode ser ocupada por diferentes comunidades de plantas durante o ciclo hidrológico. Por exemplo, durante a enchente, áreas cobertas com plantas terrestres anuais são inundadas e ocupadas por comunidades de plantas aquáticas enraizadas, que no pico da enchente são substituídas por plantas flutuantes e algas (Tabela 1.4, Capítulo 6).

A baixa produtividade dos igapós de águas-pretas é demonstrada pela ausência da maior parte das macrófitas aquáticas e pela baixa taxa de crescimento das plantas terrestres. O incremento da madeira nas árvores é muito menor do que nas florestas de várzea (Capítulo 11). Espécies pioneiras da várzea de crescimento rápido com baixa densidade da madeira não ocorrem ou são raras no igapó, por exemplo, *Cecropia latiloba*, *Pseudobombax munguba,* e *Salix martiana*. Por causa da baixa fertilidade dos solos e do baixo crescimento das árvores, o uso dos igapós deve ser restrito ao turismo ecológico, à pesca de subsistência e esportiva e à pesca de peixes ornamentais. Agricultura, criação de gado e búfalo, e produção madeireira não têm base produtiva suficiente nos igapós de águas-pretas. Além de não serem rentáveis, estas atividades teriam um impacto destrutivo severo nos igapós.

1.6 Ciclo de nutrientes

A produção de matéria orgânica nas várzeas é alta, porém, o material orgânico é rapidamente decomposto por causa das altas temperaturas. Experimentos de decomposição no campo mostraram que plantas herbáceas perdem na água até 50% do peso seco nas primeiras duas semanas. Na fase terrestre, a decomposição é mais lenta e depende, entre outros, da umidade e da frequência das chuvas. A decomposição de folhas das árvores é mais lenta do que aquela das plantas herbáceas, por causa da sua textura mais grossa. Experimentos de decomposição em tanques mostraram que os bioelementos Na, K, Ca, Mg, N e P são perdidos do material orgânico quase completamente durante as primeiras duas semanas e podem ser reencontrados na água. Eles se encontram dentro da célula e são lixiviados quando as paredes celulares se rompem. Sílica, por outro lado, encontra-se nas paredes celulares e nas estruturas de sustentação e é liberada lentamente durante todo o processo de decomposição (Capítulo 4).

Durante o período de cheia, o material orgânico que foi produzido durante a fase terrestre é transferido para a fase aquática e pode ser usado diretamente como alimento pelos organismos aquáticos ou indiretamente na forma de nutrientes reciclados quando da decomposição. Na fase terrestre, o mesmo acontece no solo com o material produzido durante a fase aquática. Na várzea, grandes quantidades de macrófitas aquáticas são produzidas e depositadas nos sedimentos expostos quando o nível da água baixa. No solo, este material pode ser decomposto por consumidores terrestres, fungos e bactérias. Os nutrientes são liberados, podendo ser utilizados por plantas que crescem na fase terrestre.

Um modelo simples mostra a importância da água do rio e da reciclagem de nutrientes para o balanço de nutrientes nos lagos de várzea. O modelo baseia-se no valor médio da biomassa medida das plantas herbáceas, na quantidade dos bioelementos liberados nos experimentos de tanques, e nas concentrações médias dos bioelementos medidos na água do Solimões-Amazonas. O lago modelo tem forma circular de funil com um diâmetro de 2.000 m, 9 m de profundidade, e um fundo circular plano de 1.000 m. Foram calculadas três situações: (1) O lago seca pouco porque a conexão com o rio é interrompida cedo (ATTZ 27%), (2) ele seca pela metade (ATTZ 51%), e (3) ele seca completamente (ATTZ 100%) por alguns meses, permitindo o crescimento das plantas terrestres. Na enchente, o Solimões entra por um canal no lago e introduz bioelementos dissolvidos de acordo com a quantidade da água que entra. O material em suspensão não foi considerado neste cálculo. A Figura 1.8 mostra o resultado para Ca e P. A quantidade total dos elementos introduzidos pelo Solimões-Amazonas é maior quando o lago seca completamente. Mas a quantidade de elementos liberados pela decomposição da vegetação também aumenta, porque a ATTZ ocupou 100% da área do lago. No caso de Ca (e Mg), a quantidade introduzida pelo Solimões-Amazonas é bem maior de que aquela liberada pela decomposição das plantas terrestres. Os bioelementos Ca e Mg não são estocados em maiores quantidades na vegetação, e seu balanço é determinado pela água do Solimões. Mas no caso do P (e N e K), a quantidade liberada pela decomposição da matéria orgânica é bem maior. O balanço destes bioelementos essenciais para a fertilidade do lago depende do tamanho da ATTZ. Quanto maior a ATTZ, tanto maior a quantidade dos nutrientes liberados e tanto maior a fertilidade da água e a produtividade do lago. O balanço do nitrogênio e mais complicado, por causa de processos de fixação de nitrogênio e da denitrificação. Estes processos são apresentados no Capítulo 4.

A transferência de nutrientes e energia pelas comunidades de plantas terrestres para as aquáticas depende da existência destas comunidades na planície alagável. A fertilidade da várzea garante a existência de abundantes comunidades de plantas herbáceas aquáticas e terrestres, que permitem a captura e o acúmulo de nutrientes e a sua transferência entre ambas as fases. No igapó do Rio Negro, plantas herbáceas são ausentes ou ocorrem em quantidade muito pequena. Por isso, o acúmulo de nutrientes não é possível e o igapó continua sendo pobre. O sistema pode manter a alta produtividade somente quando o ciclo de nutrientes não é interrompido, o que pode ocorrer construindo-se diques e reservatórios, mudando o regime hidrológico ou eliminando em grande escala as comunidades de plantas que são responsáveis pela transferência de nutrientes e energia. A produção total das planícies alagáveis é a soma da produção durante as fases terrestre e aquática. Esta peculiaridade específica do sistema de planícies alagáveis tem de ser considerada nos conceitos de manejo dos recursos naturais.

Outro fator limitante para a produtividade da várzea durante a fase terrestre pode ser a disponibilidade de água. Próximo a Manaus, a várzea começa a secar de julho em diante, mas a estação chuvosa começa somente em novembro (Ribeiro & Adis 1984, Irion et al. 1997, Capítulo 3). A vegetação natural

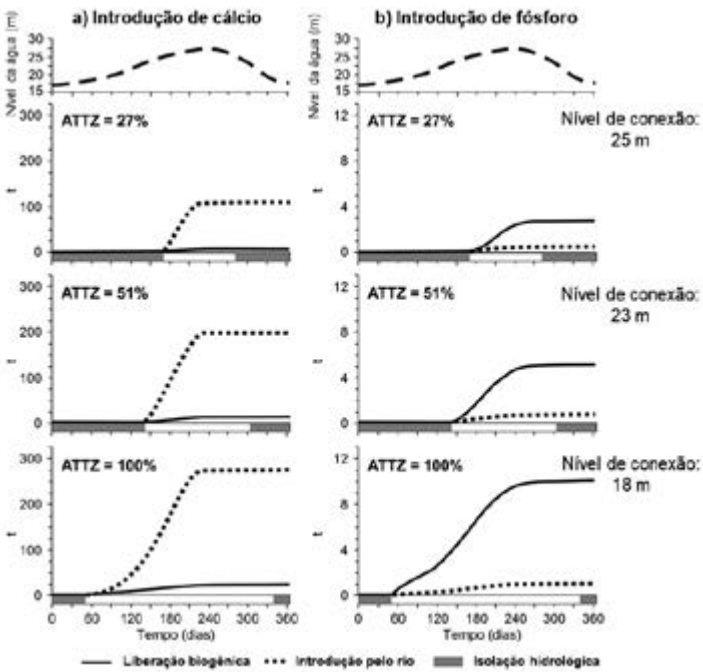


Figura 1.8: Balanço de a) cálcio e b) fósforo (em toneladas), oriundos do Solimões-Amazonas e da decomposição das plantas herbáceas terrestres em um lago de várzea hipotético com diferentes tamanhos de ATTZ.

da várzea é adaptada a estas condições. Plantações de verduras requerem, entretanto, frequentes irrigações para que possam produzir bons resultados. Isto aumenta o preço do produto e restringe as plantações a áreas próximas de canais de rios ou outros corpos permanentes de água dentro da várzea. A vegetação secundária com grande número de plantas ruderais, plantações e pastagens artificiais são facilmente inflamáveis durante a estação seca. A manutenção de faixas de floresta alagável é muito importante para evitar que o fogo se alastre.

1.7 Discussão e conclusões

Quando os primeiros caçadores e coletores entraram na Amazônia, cerca de 12 mil anos atrás, eles ocuparam com preferência as áreas alagáveis ao longo dos grandes rios, principalmente as várzeas, que proporcionaram para eles alimentação abundante. Cerca de 6 mil anos atrás, eles começaram com a agricultura de subsistência, cujos métodos não foram documentados adequadamente por falta de interesse dos colonos europeus e/ou por causa da rápida extinção das populações indígenas colonizando as margens dos rios. Os imigrantes europeus se aproveitaram também dos ricos estoques de peixes e de outros animais aquáticos, em parte de forma destrutiva. Eles introduziram a pecuária e métodos e variedades de cultivares novas, a maioria dos quais não corresponderam às condições peculiares da várzea (Capítulo 9). Começou o desmatamento em grande escala das florestas de várzea para ampliar os pastos e para aproveitar

a madeira nobre. A ocupação inicial da várzea se deu sem o conhecimento científico sobre este ecossistema complexo e muito peculiar.

As áreas alagáveis ao longo dos grandes rios amazônicos são sujeitas a um pulso de inundação monomodal, previsível e de alta amplitude. As várzeas acompanham os rios de água-branca e têm um status nutricional alto, devido aos sedimentos ricos em nutrientes e substâncias dissolvidas, provenientes dos Andes e da área pré-andina. Os igapós acompanham os rios de água-preta e clara, tendo os igapós dos rios de água-preta um status nutricional muito baixo e aqueles acompanhando os rios de água-clara, um status intermediário, por causa da pobreza em nutrientes dos sedimentos e rochas de suas respectivas áreas de captação.

O crescimento abundante das plantas herbáceas e terrestres resulta em uma retenção de nutrientes chegando dos rios de água-branca e sua transferência entre a fase aquática e terrestre e vice-versa. Por isso, o ecossistema de várzea funciona em um nível nutricional mais alto do que seria esperado pelas concentrações de nutrientes na água dos rios. A eliminação do pulso de inundação interromperia este ciclo complexo e iria reduzir dramaticamente a fertilidade e produtividade da várzea.

A pronunciada sazonalidade, que resulta da mudança entre as fases aquática e terrestre, exige das plantas e animais adaptações, que eles desenvolveram em grande número em nível morfológico, anatômico, fisiológico e/ou etológico. As áreas alagáveis amazônicas são centros de biodiversidade e contêm um número elevado de espécies endêmicas, como foi demonstrado para as árvores da floresta alagável, os peixes, e os invertebrados terrestres. Estudos indicam que a grande biodiversidade de peixes se desenvolveu depois da separação da América do Sul da África, cerca de 100 milhões de anos atrás e foi estimulada pelas mudanças paisagísticas em decorrência dos repentinos ingressos e retrações marinhos ao longo do sopé dos Andes (Hoorn et al. 2010). A posição da Bacia Amazônica ao longo do equador permitiu uma estabilidade climática relativa, e a existência de grandes AUs, que se expandiram e retraíram, mas foram conectadas pelos grandes rios, garantiu uma baixa taxa de extinção das espécies adaptadas (Lundberg et al. 1998).

Já no final do século 19, as áreas alagáveis chamaram a atenção dos cientistas, e seu estudo se constituiu em uma tradição científica da Amazônia. A dinâmica fluvial resulta em um mosaico de macrohabitats que permite a coexistência de muitas espécies. Estes macrohabitats foram recentemente classificados, as suas condições hidrológicas foram descritas e a sua vegetação foi caracterizada (Capítulo 2). Essa classificação é um importante passo para o manejo sustentável da várzea. Apesar do fato que muitas perguntas científicas ainda estão abertas e necessitam estudos adicionais, as áreas alagáveis amazônicas pertencem às AUs mais bem estudadas nos trópicos e subtrópicos. Falta, porém, a aplicação deste conhecimento para o desenvolvimento de formas modernas e eficientes de manejo de seus recursos.

Capítulo 2

Wolfgang J. Junk, Maria Teresa Fernandez Piedade,
Jochen Schöngart & Florian Wittmann

Classificação das áreas úmidas brasileiras

2.1 Introdução

Para satisfazer as exigências científicas, políticas, de proteção e de manejo, as áreas úmidas (AUs) devem ser classificadas com o maior detalhamento possível. Problemas que surgem na elaboração de sistemas de classificação foram discutidos por Finlayson & van der Valk (1995), que sublinharam a necessidade de resolver diferenças entre as definições existentes de AUs e as tipologias regionais. Além disso, eles chamaram a atenção para a necessidade de uniformizar os sistemas de coleta de dados e da disseminação de técnicas para a geração de inventários internacionais amplos. Porém, muitos sistemas de classificação foram formulados há décadas e, frequentemente, não satisfazem mais as exigências científicas contemporâneas.

Nos Estados Unidos, por exemplo, apesar da existência de grandes áreas alagáveis ao longo dos rios Mississipi, Ohio e Missouri, o sistema do USFWS (*US Forest and Wildlife Service*) não considera essas áreas alagáveis como uma categoria específica de AUs, nem leva em conta a enorme diversidade de seus habitats (Cowardin et al. 1979). A classificação diferencia entre 5 sistemas, 10 subsistemas e 46 classes. Os sistemas e subsistemas são: Marinho (submareal e intermareal), estuarino (submareal e intermareal), lótico (mareal, perene inferior, perene superior, e intermitente), lacustre (limnético e litoral) e palustre. Nas classes encontram-se unidades, tais como leito aquático, leito de córrego, fundo pedregoso, AU emergente, AU florestada, margem não consolidada etc. A maioria das 46 classes – e muitas mais – pode ser encontrada em cada uma das grandes AUs brasileiras, por exemplo, no Pantanal Mato-Grossense e nas várzeas amazônicas. As áreas periodicamente secas não aparecem na classificação de Cowardin et al. (1979).

A classificação da Convenção de Ramsar é um pouco mais complexa e abrange o mundo inteiro (Scott & Jones 1995), incluindo assim classes que não existem ou têm pouca importância no Brasil, tais como sistemas geotermais e sistemas lacustres clássicos. Ela diferencia entre três grandes classes da AUs: Marinhas e costeiras (marinhas, estuarinas, lacustres/palustres), interiores (lóticas, lacustres, palustres, geotermais), e antrópicas (aquicultura, agricultura, mineração de sais minerais, urbana e industrial). Estes grupos são subdivididos em "permanentes"

e "sazonais", e depois em 35 classes. Aqui, a definição das unidades não é lógica e sistemas de complexidade diferente são misturados. Por exemplo, qual é a diferença entre as categorias "deltas internos" e "áreas alagáveis"? O Pantanal é uma área alagável, que funciona como um delta interno, composto por vários deltas internos menores dos grandes tributários, sendo o maior deles aquele do Rio Taquari. No mesmo nível da classificação de Ramsar encontram-se categorias que são habitats em áreas alagáveis, tais como os diferentes tipos de lagos e sistemas palustres.

Muitos sistemas nacionais de classificação incluem características específicas, que não podem ser transferidas para outros países ou regiões. O sistema de classificação de AUs da Índia, de Gopal & Sah (1995), baseia-se em características hidrológicas e vegetacionais, e usa também nomes locais. Esta abordagem leva em consideração o conhecimento empírico das populações tradicionais e facilita o entendimento e a aceitação de regulamentos, o que é fundamental para a proteção e a gestão sustentável das AUs. Sem dúvida alguma, esta abordagem contém elementos interessantes, e é usada também no Brasil, por exemplo, na classificação dos habitats do Pantanal e das várzeas amazônicas. Mas, neste nível, as classificações não são interculturais e não podem ser transferidas diretamente para outras regiões.

Vários países sul-americanos possuem sistemas de classificação para suas AUs ou descrições de tipos de vegetação de AUs usando diferentes parâmetros. Por exemplo, Neiff (2001) diferencia nove tipos de AUs na Argentina, usando 12 parâmetros para descrever sua geomorfologia, solos, estresse de fogo, vegetação, fauna, origem da água, e vários parâmetros hidrológicos. Brinson & Malvarez (2002) também diferenciam nove tipos de AUs na Argentina, mas usam clima, hidrologia, solos, e a vegetação das macrorregiões geográficas como critérios. Drago et al. (2008) publicaram uma classificação dos habitats do baixo Rio Paraguai. Pouilly et al. (2004) caracterizam a vegetação das AUs do Rio Mamoré e Navarro & Maldonado (2002) descrevem a vegetação das AUs da Bolívia.

A falta de uma classificação das AUs brasileiras e a necessidade desta classificação para o processo legislativo ficaram evidentes na discussão sobre o novo Código Florestal. A discussão só tratou das florestas. Poucas pessoas se preocuparam com as AUs e o seu papel como parte importante dos recursos hídricos nacionais. Em vários artigos, a abordagem do novo Código Florestal foi criticada. Ela se baseia, para fins de proteção das AUs ripárias, no "leito regular", que é definido como "a calha por onde correm regularmente as águas do curso de água durante o ano". Isso deixa grandes partes das AUs ao longo dos riachos e pequenos rios desprotegidas, diminuindo a sua capacidade de regular a descarga, purificar a água e reabastecer o lençol freático. Para grandes AUs, como o Pantanal, esta definição é completamente inadequada, porque no período no qual os rios ocupam o seu leito regular, a maior parte do Pantanal está seca, e não teria proteção nenhuma. Por isso, representantes do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU) e do grupo de pesquisa Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA-MAUA) insistiram em discussões políticas no delineamento das AUs com base no nível

médio máximo da inundação (Piedade et al 2012, Junk et al. 2012, Junk et al. 2014b, c, Candotti et al. 2015, e outros). Em 2013, um consórcio de especialistas em AUs brasileiras foi formado sob a liderança do INCT-INAU para fechar as lacunas existentes em respeito à definição, classificação, delineamento das AUs brasileiras e de seus macrohabitats. Este capítulo apresenta a nova classificação das AUs brasileiras, e a classificação dos macrohabitats das várzeas amazônicas.

2.2 A definição e classificação das áreas úmidas brasileiras

O primeiro esforço de classificar as AUs brasileiras limitou-se à Amazônia e foi realizado por Junk & Piedade (2005). Em 2011, Nunes da Cunha & Junk publicaram a primeira versão da classificação dos macrohabitats do Pantanal. Uma versão atualizada foi publicada mais tarde em português (Nunes da Cunha & Junk 2014). No entretempo, o grupo MAUA intensificou os trabalhos e publicou uma classificação completa das AUs amazônicas e das várzeas (Junk et al. 2011, 2012, 2014c). Na base destas abordagens, o consórcio dos especialistas em AUs do Brasil publicou uma classificação das AUs brasileiras e as respectivas definições (Junk et al. 2014a). No fim de 2014, uma versão mais ampla foi publicada em português (Junk et al. 2014b). Em 2015, a classificação dos macrohabitats do igapó do Rio Negro foi publicada (Junk et al. 2015). Todas as classificações baseiam-se no Conceito de Pulso de Inundação (Junk et al. 1989), dando ênfase especial à hidrologia, às condições químicas da água e dos sedimentos, e à vegetação superior.

Definição dos recursos hídricos: "Recursos Hídricos abrangem a água de chuva e todos os corpos de água, naturais e artificiais, superficiais e subterrâneos, continentais, costeiros e marinhos, de água doce, salobra e salgada, parados (lagos e águas represadas) e correntes (rios - intermitentes, efêmeros ou perenes - e seus afluentes, hidrovias e canais artificiais), e todos os tipos de áreas úmidas, permanentes e temporárias".

Definição de AUs brasileiras: "Áreas Úmidas (AUs) são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica".

Definição da extensão de AUs: "A extensão de uma AU é determinada pelo limite da inundação rasa ou do encharcamento permanente ou periódico, ou no caso de áreas sujeitas aos pulsos de inundação, pelo limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se existentes, áreas permanentemente secas em seu interior, habitats vitais para a manutenção da integridade funcional e da biodiversidade das mesmas. Os limites externos são indicados pelo solo hidromórfico, e/ou pela presença permanente ou periódica de hidrófitas e/ou de espécies lenhosas adaptadas a solos periodicamente encharcados".

A classificação brasileira diferencia as AUs, em nível de sistemas, entre AUs costeiras, interiores e artificiais, como fazem outros sistemas de classificação também. Subsistemas, ordens, subordens e classes são diferenciados a partir de características hidrológicas. Para a caracterização das subclasses e dos

Tabela 2.1: Resumo da classificação das AUs brasileiras.

Sistemas	AUs costeiras, interiores e artificiais				
Subsistemas	Três subsistemas costeiros (influenciados pela maré, com nível da água relativamente estável, ou com nível da água flutuante) Dois subsistemas interiores (com nível da água relativamente estável ou com nível da água flutuante)				
	Ordens	Três ordens de AUs interiores (pulsos monomodais previsíveis de longa duração, pulsos polimodais imprevisíveis de curta duração, e pulsos multianuais imprevisíveis de curta duração)			
		Subordens	Duas subordens de AUs interiores (pulsos monomodais previsíveis com alta ou baixa amplitude)		
			Classes	Quatro classes com pulsos de alta amplitude e sete classes com pulsos de baixa amplitude	
				Subclasses	Muitas em AUs costeiras e interiores
					Macrohabitats: Muitos em AUs costeiras interiores e artificiais

macrohabitats, parâmetros hidrológicos, hidroquímicos e vegetacionais são usados. As AUs grandes dos sistemas interiores pertencem às subordens caracterizadas por pulsos monomodais previsíveis com alta ou baixa amplitude. As várzeas e igapós amazônicos pertencem à classe de AUs com pulsos monomodais previsíveis com alta amplitude. Uma versão resumida está apresentada na Tabela 2.1. Pormenores desta classificação encontram-se em Junk et al. (2014a, b).

2.3 A classificação dos macrohabitats das várzeas

A grande extensão e complexidade do arranjo de diferentes unidades de paisagem de algumas áreas alagáveis dificultam estudos e a elaboração de planos de manejo. Para resolver este problema, surgiu a necessidade de diferenciá-las em unidades menores, de acordo com parâmetros científicos determinados, chamadas "macrohabitats". Porém, o pulso de inundação modifica as condições ecológicas durante o ciclo hidrológico e dificulta o estabelecimento dos macrohabitats. Por isso, uma categoria especial foi introduzida na classificação brasileira para as grandes AUs, chamada "unidade funcional". Ela é definida como "subunidade da paisagem da respectiva AU, caracterizada por condições hidrológicas específicas". Foram estabelecidas cinco unidades funcionais hidrológicas: (1) Permanentemente terrestre, (2) permanentemente saturada com água (pantanosa), (3) predominantemente terrestre, (4) predominantemente aquática, e (5) permanentemente aquática. Uma sexta unidade funcional inclui áreas antropogênicas, independente das suas características hidrológicas (Figura 2.1).

Dentro destas unidades funcionais, os macrohabitats são estabelecidos. Eles são definidos como "unidades de paisagem nas respectivas AUs, sujeitas a condições hidrológicas similares e caracterizadas por espécies ou grupos de espécies de plantas superiores indicadoras". A classificação dos macrohabitats da várzea encontra-se na Tabela 2.2. Para a descrição pormenorizada, ver Junk et al. (2014c).

Até agora, foram publicadas as classificações dos macrohabitats do Pantanal Mato-Grossense, das várzeas, e do igapó do Rio Negro. A Tabela 2.3 indica os números de macrohabitats estabelecidos nestas grandes áreas alagáveis. O maior número está descrito para o Pantanal Mato-Grossense, porque ele contém, além dos macrohabitats de áreas florestadas, também aqueles de cerrado, que não existem nas várzeas e igapós. O menor número ocorre nos igapós do Rio Negro, por causa da sua grande estabilidade, resultante da menor declividade e da menor quantidade de sedimentos em suspensão. Por isso, faltam muitos macrohabitats relacionados com a alta dinâmica fluvial, que é característica para as várzeas dos rios de água-branca.

Além da classificação pelo regime hidrológico, as planícies alagáveis podem ser classificadas pela sua fertilidade e a sua cobertura vegetal (Junk et al. 2011). Na Amazônia, por exemplo, as planícies alagáveis de rios de água-preta e planícies alagáveis por água da chuva são inférteis e as planícies alagáveis de rios de água-branca são férteis. Planícies alagáveis da Amazônia Central são florestadas, por causa da queda suficiente de chuvas durante a estação seca. As áreas alagáveis do Cerrado ao Norte e Sul da Amazônia são cobertas por uma savana alagável, por causa da falta de chuvas durante a estação seca. Estas diferenças são muito importantes para a estrutura e função das planícies alagáveis, assim como para o seu potencial de desenvolvimento e estratégias de manejo.

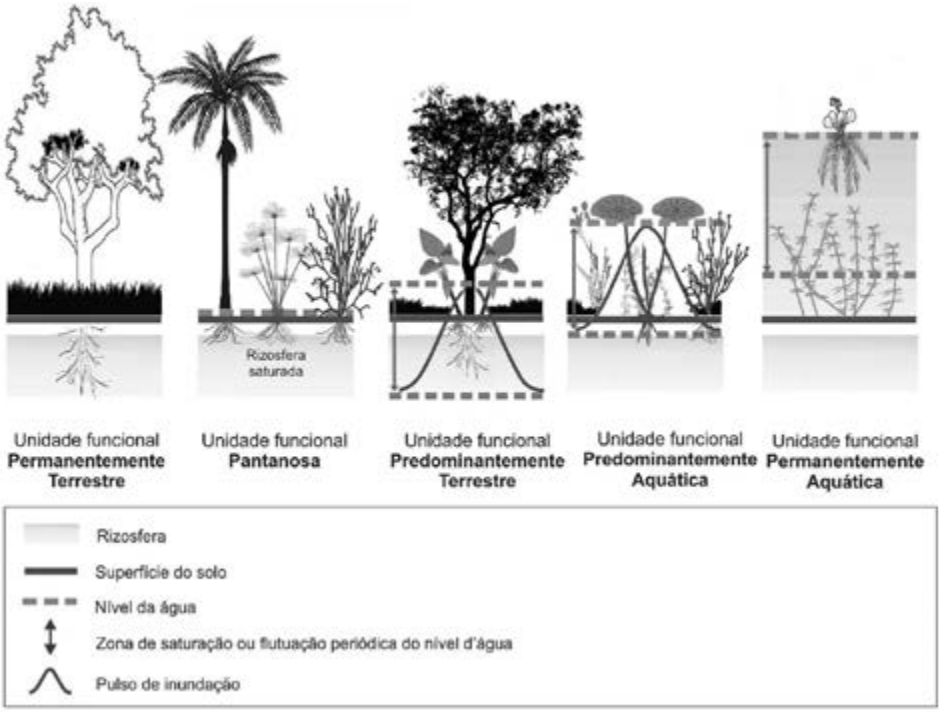


Figura 2.1: Unidades funcionais em grandes AUs, de acordo com o seu estágio hidrológico (Nunes da Cunha & Junk 2017, adaptada).

Tabela 2.2: Classificação proposta para os macrohabitats da várzea.

Unidade Funcional	Subclasse	Macrohabitat
1. Áreas permanentemente aquáticas		
	1.1 Canais do rio	
		1.1.1 Partes centrais dos canais
		1.1.2 Beiras dos canais
		1.1.3 Corredeiras, cachoeiras, barreiras, pedregais
	1.2 Lagos	
		1.2.1 Lagos de ria
		1.2.2 Lagos de depressão
		1.2.3 Lagos em canais abandonados
		1.2.4 Lagos entre diques
2. Áreas periodicamente aquáticas (ATTZ com predominância aquática)		
	2.1 Áreas de água corrente (pequenos canais)	
		2.1.1 Canais compridos (paranás)
		2.1.2 Canais curtos (furos)
	2.2 Áreas sazonalmente cobertas com água parada	
		2.2.1 Áreas de água aberta
		2.2.2 Áreas cobertas com macrófitas aquáticas flutuantes e/ou enraizadas emersas
3. Áreas periodicamente terrestres (ATTZ)		
	3.1 Áreas sem ou com pouca vegetação superior	
		3.1.1 Praias arenosas
		3.1.2 Pedregais
		3.1.3 Barrancos
	3.2 Áreas cobertas com plantas herbáceas	
		3.2.1 Áreas baixas com plantas anuais (inundadas >8 meses)
		3.2.2 Áreas baixas com plantas perenes (inundadas 5-8 meses)
		3.2.3 Áreas perturbadas com plantas anuais e perenes
	3.3 Áreas cobertas com arbustos e árvores	
		3.3.1 Formações pioneiras em solos arenosos (inundadas 6-8 meses)
		3.3.2 Formações pioneiras em solos argilosos (inundadas 6-8 meses)
		3.3.3 Floresta de várzea baixa em estágio sucessional inicial (inundada >3 meses)
		3.3.4 Floresta de várzea baixa em estágio sucessional intermediário (inundada >3 meses)
		3.3.5 Floresta de várzea baixa em estágio sucessional tardio (inundada >3 meses)
		3.3.6 Floresta de várzea alta madura (inundada <3 meses)

Tabela 2.2: Continuação.

Unidade Funcional	Subclasse	Macrohabitat
4. Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)		
	4.1 Pântanos de plantas herbáceas	
		4.1.1 Comunidades fixadas no sedimento (aningais)
		4.1.2 Comunidades flutuantes (matupá)
	4.2 Pântanos de arbustos e árvores	
		4.2.1 Comunidades fixadas no sedimento (chavascal)
		4.2.2 Comunidades flutuantes (matupá com árvores)
5. Áreas permanentemente terrestres		
	5.1 Terra-fime adjacente de origem terciária	
		5.1.1 Floresta de terra-firme
	5.2 Páleovárzeas de origem pleistocênica	
		5.2.1 Floresta de terra-firme com espécies de várzea
6. Áreas antropogênicas		
	6.1 Áreas recentes	
		6.1.1 Margens de represas hidrelétricas (p. ex., no Rio Madeira)
		6.1.2 Comunidades florestais fortemente perturbadas
		6.1.3 Áreas de agricultura de subsistência
		6.1.4 Pastos antropogênicos de inundação variável com pastos naturais e/ou plantados com capins exóticos
		6.1.5 Plantações de árvores
		6.1.6 Tanques de piscicultura
		6.1.7 Plantios de arroz
	6.2 Sítios arqueológicos	
		A serem descritos

Tabela 2.3: Número de macrohabitats em cinco grandes AUs brasileiras pertencentes à subordem de AUs com pulso de inundação previsível, monomodal com baixas (Pantanal, AUs do Rio Araguaia) e altas amplitudes (várzeas do Rio Amazonas, igapós do Rio Negro, e AUs do Rio Paraná). *dados preliminares.

	Unid. Func.	Subcl.	Macrohabitats	Fonte
Pantanal	6	16	57	Nunes da Cunha & Junk (2014)
Várzeas	6	13	36	Junk et al. (2014c)
Igapós	6	12	25	Junk et al. (2015)
Rio Araguaia*	6	12	27	Junk et al. (em prep.)
Rio Paraná	6	12	28	Junk et al. (em prep.)

2.4 Discussão e conclusões

Grandes planícies alagáveis, como a várzea amazônica, representam "paisagens úmidas", quer dizer, ecossistemas muito complexos. A dinâmica fluvial resulta em um mosaico de macrohabitats que permite a coexistência de muitas espécies. Estes macrohabitats são sujeitos a permanentes modificações, seja pelos processos de erosão e deposição de sedimentos, que modificam a sua estrutura física, inclusive a cobertura vegetal, seja pelo impacto das enchentes e secas. O ciclo hidrológico resulta em explícitas fases aquáticas e terrestres anuais, com as respectivas mudanças da fauna e flora. Enchentes e secas extremas e períodos multianuais de enchentes e secas grandes têm impactos maiores para as populações das plantas e animais e a distribuição das árvores da floresta alagável, do que os pulsos de inundação regulares, para os quais os organismos são bem adaptados.

Uma classificação dos macrohabitats tem que levar esta dinâmica em consideração. A introdução das "Unidades Funcionais" diferencia entre macrohabitats permanentemente terrestres, em um extremo do gradiente de inundação, e macrohabitats permanentemente aquáticos no outro. Na parte intermediaria, os macrohabitats periodicamente aquáticos incluem aqueles com períodos de inundação prolongados, e aqueles periodicamente terrestres com fases terrestres prolongadas. Macrohabitats pantanosos não sofrem períodos de seca pronunciada. Macrohabitats antropogênicos são incluídos em uma categoria separada, sem diferenciação hidrológica.

Por que a diferenciação dos macrohabitats? Regiões desérticas, savanas e florestas tropicais não são uniformes, mas elas são muito menos diversas e dinâmicas em termos de macrohabitats, do que as paisagens alagáveis. Estudos ecológicos, o manejo sustentável e a legislação a respeito das áreas úmidas necessitam de uma subdivisão científica destes ecossistemas complexos, que permita uma abordagem focalizada na base de macrohabitats (Junk et al. 2018).

Capítulo 3

Jochen Schöngart &
Wolfgang J. Junk

Clima e hidrologia nas várzeas da Amazônia Central

3.1 Introdução

O clima e a hidrologia têm influência fundamental na ecologia e dinâmica das várzeas amazônicas e nas atividades econômicas das suas populações humanas. Mesmo na região da Amazônia Central, próxima ao equador, uma distinta sazonalidade da precipitação e de outros parâmetros climáticos podem ser observados (Ribeiro & Adis 1984). Esta sazonalidade aumenta em direção ao sul e ao norte, respectivamente, resultando na transição da floresta tropical úmida para o bioma savânico do Centro-Oeste brasileiro (Cerrado) no Sul e de Roraima (Lavrado) na região Norte do Brasil, do Rupununi (Guiana), e os Llanos (Venezuela) no Norte. Esta sazonalidade de chuva é refletida no comportamento de descarga dos córregos e rios. Mudanças na precipitação e a área da cabeceira determinam a frequência, duração, amplitude, e previsibilidade do regime hidrológico (Junk et al. 2011). Pequenos córregos e rios apresentam um pulso de inundação polimodal e imprevisível que é uma resposta imediata do regime de chuvas nas suas pequenas cabeceiras. A descarga básica aumenta durante a estação chuvosa, mas os picos individuais de inundações são imprevisíveis (Wantzen 2003, Couto et al. 2015). Grandes rios, como o Solimões-Amazonas e seus tributários, mostram um pulso monomodal e previsível com alta amplitude (Junk et al. 1989) que resulta da sazonalidade de chuvas nas imensas cabeceiras. Neste capítulo, dados climáticos e hidrológicos da Amazônia Central são apresentados. Relacionamos os regimes de seca e cheia na Amazônia Central com anomalias climáticas de grande escala como anomalias de temperaturas superficiais do mar (TSM) do Pacífico Equatorial e Atlântico Tropical. Mostramos também a influência de oscilações multidecadais do Pacífico e Atlântico nos regimes de cheias e secas na Amazônia Central, abordando a possibilidade de prever as cheias com antecedência. Ao final do capítulo discutimos como mudanças do clima e do uso de terra podem afetar o regime hidrológico.

3.2 Clima

3.2.1 Temperatura

3.2.1.1 Temperatura do ar

A temperatura média anual na Amazônia Central foi de 26,6 °C no perío-

do 1910-1979. Os meses mais quentes são setembro e outubro (época seca), durante os quais a temperatura média mensal oscila entre 27,5-27,6 °C, enquanto na época chuvosa as temperaturas médias mensais ficam em torno de 25,9-26,0 °C (fevereiro-abril) (Ribeiro & Adis 1984, Figura 3.1). As oscilações das temperaturas diárias atingem mais de 10 °C. Nas planícies inundáveis, durante a água alta, a queda na temperatura do ar é menos pronunciada do que no período de água baixa, porque a água quente atua como um sistema de tamponamento. Irmler (1986) reportou uma temperatura de 22 °C na floresta da planície inundável durante a noite no período de água baixa e 26 °C no período de água alta. Góes Ribeiro (1976) encontrou uma temperatura mínima de 22 °C na terra-firme à noite durante todo ano. Entretanto, pequenas mudanças na temperatura podem desencadear processos fisiológicos. A temperatura noturna alta de 26 °C, durante o período de cheia, em comparação com 22 °C, durante o período de água baixa, induz o desenvolvimento gonodal de *Pentacomia egregia*, um pequeno besouro tigre da floresta de planície inundável (Irmler 1986, Amorim et al. 1997). No besouro terrestre *Colliuris batesi* (Carabidae), a dormência gonadal em ambos os sexos se inicia 2 a 3 meses após os besouros recém-nascidos serem submetidos a altas temperaturas do ar alternadas entre o dia e a noite, nos meses de setembro-novembro, estação seca da fase terrestre. A dormência das gônadas termina após 4 a 6 semanas de temperatura do ar constante, no período de água alta (Adis et al.1997).

O aumento da temperatura global registrado na superfície terrestre (IPCC, 2018) também é observado na Amazô-

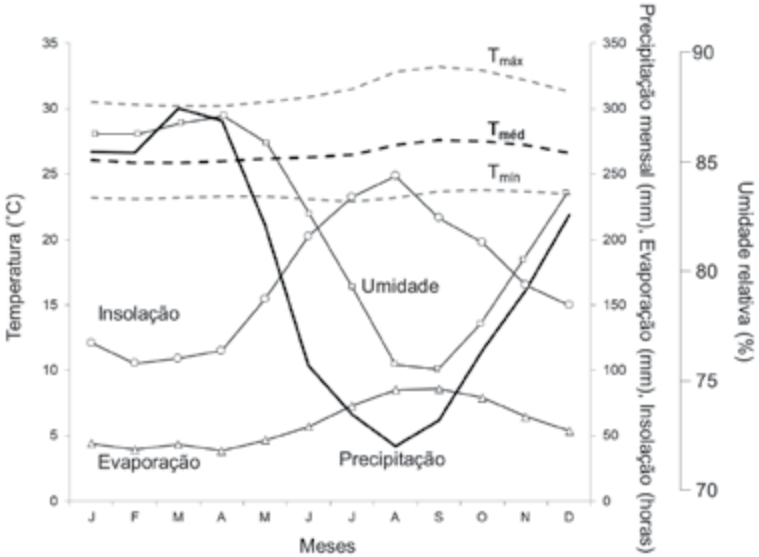


Figura 3.1: Temperatura média ($T_{méd}$), máxima ($T_{máx}$) e mínima (T_{min}), insolação (linha com círculos), precipitação mensal (linha preta), evaporação (linha com triângulos) e umidade relativa (linha com quadrados) em Manaus (dados: Ribeiro & Adis 1984). Os dados são valores médios obtidos no período de 1910 a 1979 nas igrejas Dom Bosco (1910-1959), São José (1960-1975) e no km 2,5 da Estrada do Aleixo (1976-1979).

nia (Gloor et al. 2015, Marengo et al. 2018). Em relação à média do período 1910-1979, as temperaturas médias mensais na cidade de Manaus subiram 0,5 ˚C durante o período 1980-2015 e as temperaturas mínimas e máximas mensais 0,3 ˚C e 0,6 ˚C, respectivamente (Figura 3.2). Para a Bacia Amazônica, Marengo et al. (2018) indicam um aumento de temperatura de 0,5-0,6 ˚C durante os últimos 40 anos, enquanto Jiménez-Muñoz et al. (2016) e Gloor et al. (2015) relatam um aumento de 0,5 ˚C e 0,7 ˚C desde 1980, respectivamente. As temperaturas mais altas registradas em Manaus desde 1910 ocorreram durante a estação seca (setembro) do ano de 2015. Eventos de El Niño fortes, como em 1997/1998 e 2015/2016, têm forte influência nas temperaturas do ar na Amazônia Central (Figura 3.2) (Jiménez-Muñoz et al. 2016, Marengo et al. 2018). As médias das temperaturas máximas, médias e mínimas de setembro de 2015 foram 2,2-2,3 ˚C mais altas em comparação com as médias do mesmo mês dos cinco anos anteriores (2010-14). Já a média das temperaturas máximas do mês de outubro de 1997 foi 3,1 ˚C acima da média deste mês dos cinco anos anteriores (1992-1996).

3.2.1.2 Temperatura da água

A temperatura da água dos córregos é de aproximadamente 24 °C. No canal principal do Rio Amazonas a temperatura da superfície da água varia de 27 a 29 °C. Lagos de planícies inundáveis mostram uma estratificação na temperatura diária com cerca de 30 a 34 °C no começo da noite na superfície e 27 °C próximo ao fundo (Tundisi et al. 1983, Rai & Hill 1984). Em maio e junho, frentes frias oriundas da região polar podem atingir a Bacia Amazônica (Fisch et al. 1998).

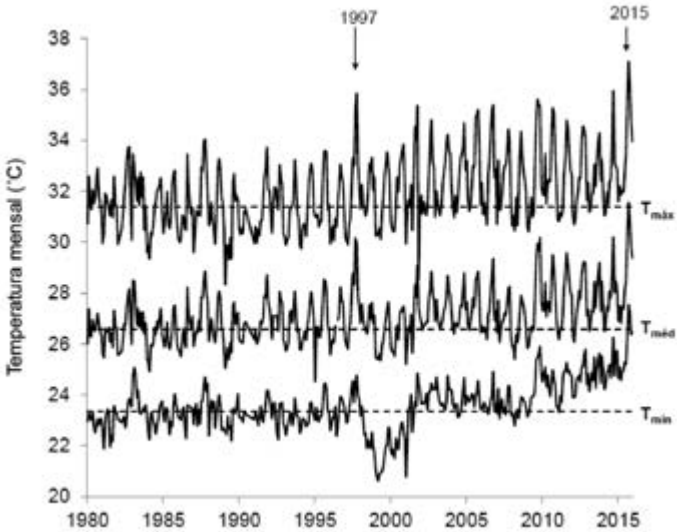


Figura 3.2: Temperaturas médias ($T_{méd}$), máximas ($T_{máx}$) e mínimas ($T_{mín}$) mensais do município de Manaus-AM (estação 82331, 03˚10'S/60˚01'O) no período 1980-2015 (dados do Instituto Nacional de Meteorologia–INMET) em comparação com a média (linha pontilhada) de 1910-1979 (dados: Ribeiro & Adis 1984). Os anos mais fortes de El Niño no registro (1997/1998, 2015/2016) são destacados, resultando em um expressivo aumento das temperaturas do ar durante a época de seca (agosto-outubro).

Durante um a três dias, fortes ventos do sul e chuvas torrenciais fazem a temperatura cair abaixo de 22 °C. Estas condições levam a uma mistura da camada oxigenada da superfície da água com a camada depleta de oxigênio do fundo do lago e provocam uma forte hipoxia que os peixes não conseguem tolerar (Santos 1973). Este fenômeno é conhecido localmente como friagem e geralmente provoca uma grande mortandade de peixes.

3.2.2 Luz

A insolação próxima do equador oscila pouco durante o ciclo anual. Em Manaus (3°S), a duração do dia varia cerca de 21 minutos entre as estações (Schöngart et al. 2002). Em comparação com zonas temperadas, por exemplo, em Plön (54°N), localizada perto de Hamburgo no Norte da Alemanha, a duração do dia varia cerca de 6 horas no inverno (dezembro) e 18 horas no verão (junho). A radiação fotossinteticamente ativa (RFA) varia em Manaus entre 60 mol/m²/dia, nos meses de junho e julho, e 50 mol/m²/dia, nos meses de dezembro e janeiro; enquanto em Plön a RFA oscila entre 62 (verão) e 8 mol/m²/dia (inverno), respectivamente. Na prática, em Manaus cerca de 25% da RFA é absorvida na atmosfera pelo vapor de água e outros aerossóis, enquanto em Plön esse valor é de 50%. Em Manaus, a RFA total anual alcança 15.000 mol/m², em Plön somente 6.300 mol/m² (Figura 3.3). A intensidade da luz é muito alta em Manaus, pois desde 7 horas da manhã, uma hora após o nascer do sol, até às 17 horas, uma hora antes do pôr do sol, valores mais altos que 6 RFA mol/m² são alcançados. Em Plön, durante o verão boreal, a intensidade dos dias ensolarados pode atingir valores máximos similares da região da Amazônia Central, mas durante o inverno boreal, os valores de pico mesmo nos dias ensolarados são 70% mais baixos (Figura 3.3).

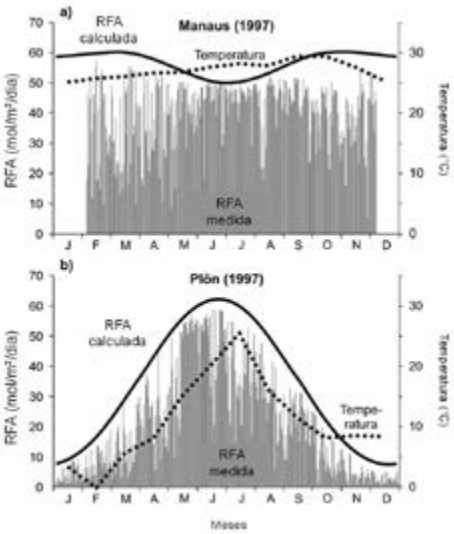


Figura 3.3: Temperatura média mensal, distribuição anual da radiação solar e radiação fotossinteticamente ativa (RFA) em: a) Manaus (Ilha da Marchantaria 03°15'S) e b) Plön (54°09'N). Os valores são calculados de acordo com Krambeck (1982, 1995). RFA total medida em Manaus: 14.700 mol/m²/ano, calculado para as condições de céu sem nuvens: 20.500 mol/m²/ano; RFA total medido em Plön: 6.325 mol/m²/ano, calculado para as condições de céu sem nuvens: 12.810 mol/m²/ano (Junk & Krambeck 2000).

3.2.3 Precipitação, umidade relativa do ar e evaporação

De 1961 a 2014, a precipitação anual perto de Manaus variava de 1.798 a 3.157 mm (Figura 3.4). A estação seca é de junho a outubro com as médias mínimas de 57 ± 40 mm no mês de agosto. A época chuvosa ocorre de novembro a maio, com máximas mensais no mês de março de 325 ± 105 mm. Existem evidências de consideráveis diferenças locais na queda de chuvas (Molion & Dallarosa 1992). Para o período de outubro de 1981 a setembro de

1982, Ribeiro & Adis (1984) compararam a precipitação total na região ao redor de Manaus e observaram que a precipitação na várzea (Ilha da Marchantaria; 03˚15'S/59˚56'O) correspondia a apenas 45% da precipitação medida na terra-firme (Reserva Florestal Adolpho Ducke; 02˚55'S/59˚59'O), apesar da curta distância de aproximadamente 30 km em linha reta.

Em Manaus, a curva da umidade relativa do ar oscila entre 75,6% em setembro e 86,7% em abril (Salati & Marques 1984, Ribeiro & Adis 1984), e segue a curva de precipitação com a diferença de um mês (Figura 3.1). As taxas de evaporação mensal variam entre 40 mm durante a estação chuvosa, de janeiro a maio, e atingem os valores máximos de 90 mm em setembro (Ribeiro & Adis 1984). De julho a setembro, a evaporação média mensal é maior do que a precipitação média mensal (Figura 3.1). A quantidade e a distribuição de chuvas determinam o plantio e a colheita próxima a Manaus, mas o pulso de inundação força os fazendeiros e agricultores na várzea a plantarem e colherem contra o ciclo pluviométrico. O nível da água do rio começa a descer no início de julho, quando a estação seca já iniciou. Durante o período de plantio de agosto a outubro durante a época da seca, as plantações e pastagens sofrem com o deficit hídrico (Figura 3.5). Durante estes meses, até 60% da média mensal de chuvas cai em apenas três dias. Esta quantidade corresponde a fortes pancadas de chuvas que podem prejudicar as plantações. A severidade da época de seca nesses ambientes depende da duração do período compreendido entre o final da fase aquática e o início de chuvas e da quantidade de chuva nesse período. No entretempo, ocorrem longos períodos sem chuva que afetam negativamente as plantações que podem atingir o ponto de murcha permanente nesta fase, pois a evaporação de julho a setembro é maior do que a precipitação mensal caracterizada por baixa umidade relativa do ar e altas temperaturas (Figura 3.1). As pastagens artificiais nos levees, que são plantadas durante o período da vazante, apresentam crescimento fortemente reduzido. As plantações de verduras requerem irrigação diária até

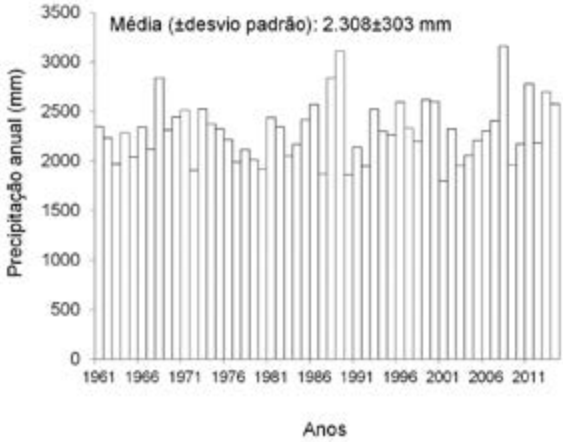


Figura 3.4: Precipitação anual de Manaus de 1961-2014 (dados: Instituto Nacional de Meteorologia–INMET).

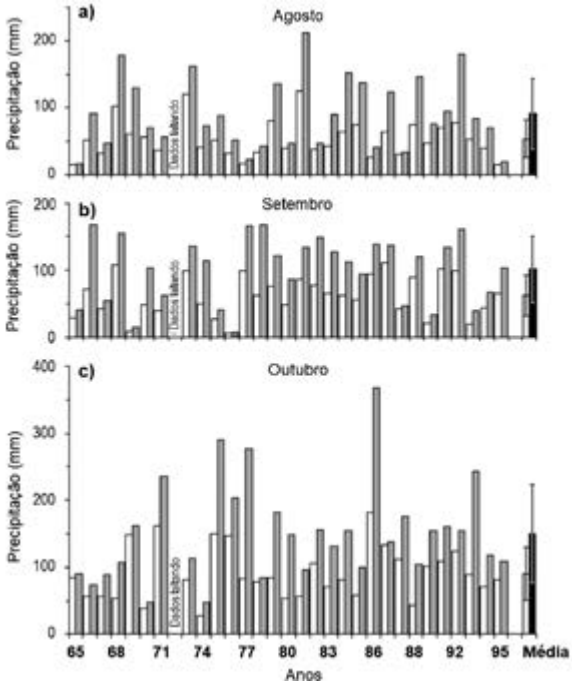


Figura 3.5: Precipitação mensal (colunas escuras) e precipitação em eventos de três dias (colunas claras) durante a) agosto, b) setembro e c) outubro perto de Manaus (Reserva Ducke) de 1965-1995 (dados: Estação meteorológica do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia–INPA). Valores médios e desvio padrão estão indicados na última coluna (Junk & Krambeck 2000).

o início das chuvas em novembro. O período de colheita de muitas culturas plantadas durante a estação seca coincide com a estação chuvosa. Isto torna o processo de colheita difícil e cria problemas de estocagem e transporte da mercadoria. Grandes quantidades de grãos iriam requerer a secagem artificial que é muito cara.

3.3 Hidrologia

Com uma área de mais de seis milhões de quilômetros quadrados, a Bacia Amazônica é a maior hidrobacia do mundo com cerca 20% de toda a água doce que chega aos oceanos (Salati & Vose 1984, Foley et al. 2002). O Rio Amazonas tem a maior descarga média no mundo com aproximadamente 200.000-209.000 m^3/s (Meade et al. 1991, Latrubesse 2008). Dos dez maiores rios do mundo, considerando sua descarga, quatro ocorrem na Amazônia (Solimões-Amazonas, Madeira, Negro e Japurá) (Latrubesse 2015). As descargas médias do Rio Amazonas em Óbidos atingem 173.000 m^3/s (Martinez et al. 2009), com valores médios de 220.000 m^3/s durante a água alta e 92.000 m^3/s durante a água baixa (Meade et al. 1979, Richey et al. 1986). Devido à sazonalidade da precipitação nas suas enormes cabeceiras (Salati & Marques 1984), os grandes rios amazônicos apresentam ciclos hidrológicos regulares e previsíveis, os pulsos monomodais de inundação (Junk et al. 1989) que induzem uma sazonalidade distinta nas várzeas com períodos de

enchente, cheia, vazante e seca durante o ano, o pulso monomodal de inundação (Figura 3.6). Entretanto, devido à variabilidade climática, hidrográfica e o barramento hidráulico entre os rios, o período de secas e cheias e a amplitude média do nível dos rios variam consideravelmente entre as regiões da Bacia Amazônica (Junk et al. 2011, 2014a).

O nível da água do Rio Amazonas não depende das chuvas locais, mas da água chegando da bacia hidrográfica a montante. A água necessita de aproximadamente dois a três meses para chegar da região pré-Andina até Manaus (Irion et al. 1997, Schöngart et al. 2002). A época chuvosa começa nas bacias hidrográficas dos afluentes do Sul 1-2 meses antes da região Central e no Norte 1-2 meses depois. Seus rios atingem os picos de cheia 1-2 meses antes e depois, respectivamente, em comparação com a região da Amazônia Central (Figura 3.7). A diferença no espaço de tempo entre os picos de cheia dos grandes afluentes reduzem as flutuações no nível da água do Rio Solimões-Amazonas. No Baixo Rio Amazonas, próximo a Santarém, a amplitude de cheia é somente a metade da região próxima a Manaus (Junk et al. 2011).

Os níveis da água, medidos diariamente no Porto de Manaus desde setembro de 1902, constituem a série histórica mais longa na Amazônia brasileira, refletindo os regimes pluviométricos nas cabeceiras dos rios Negro e Soli-

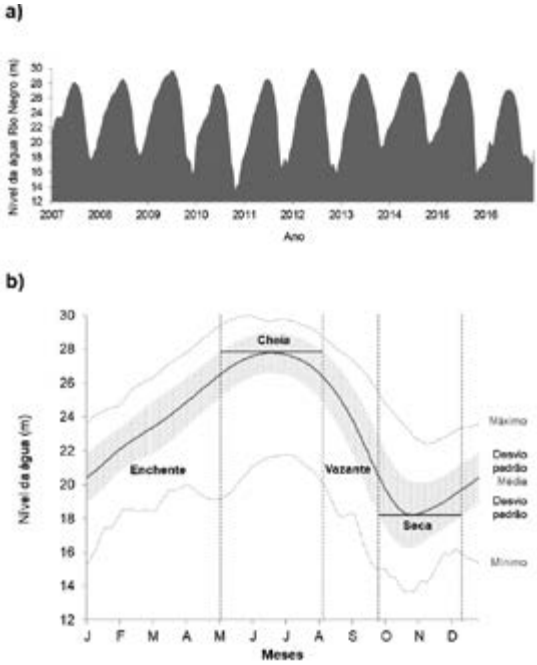


Figura 3.6: A) Série temporal de 10 anos (2007-2016) das variações do nível da água do Rio Negro monitorado no Porto de Manaus mostrando um pulso monomodal de inundação. B) Valores diários da média (com desvio padrão), mínimo e máximo do nível de água do Rio Negro monitorado no Porto de Manaus para o período 1902-2016 (dados: Agência Nacional de Águas–ANA) indicando quatro períodos (enchente, cheia, vazante e seca). O período de cheia e seca é definido pelo valor médio dos níveis máximos e mínimos (1903-2016), considerando um desvio padrão, respectivamente, e os períodos de enchente e vazante são os períodos entre estas fases (Piedade et al. 2019). A ocorrência temporal das fases pode variar em outras regiões da Bacia Amazônica (Junk et al. 2011, 2014a).

mões e seus afluentes, em uma área de aproximadamente três milhões de quilômetros quadrados (Richey et al. 1989, Schöngart & Junk 2007). As medidas do nível da água no Porto de Manaus (Rio Negro), porém, são influenciados pelo barramento hidráulico do Rio Solimões que afeta a região do Baixo Rio Negro até a região de Moura (Meade et al. 1991). Os níveis máximos anuais (cheias) ocorrem entre a segunda quinzena de maio e a primeira quinzena de agosto com maior frequência durante o mês de junho (75%). A ocorrência temporal do nível mínimo é mais ampla ocorrendo entre a segunda quinzena de setembro até a primeira quinzena de janeiro com 60% dos níveis mínimos ocorrendo no período 15 de outubro a 15 de novembro (Figura 3.8).

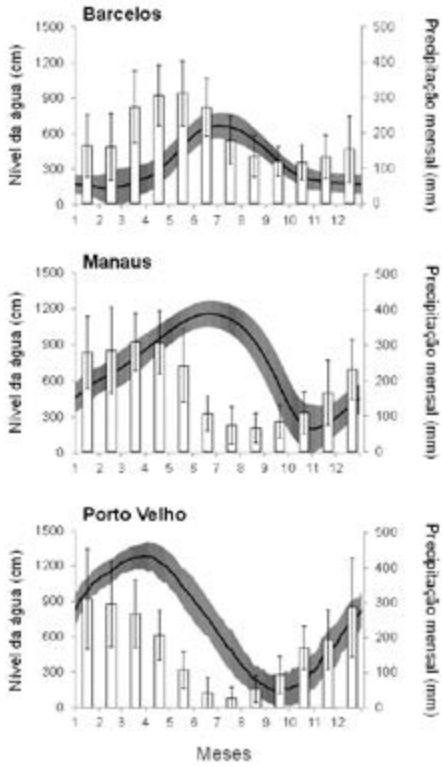


Figura 3.7: Média e desvio padrão da precipitação mensal (barras) e média e desvio padrão da flutuação no nível da água (curva) de Barcelos (Rio Negro), Manaus (Rio Negro/Solimões) e Porto Velho (Rio Madeira) correspondendo as regiões Norte, Central e Sul da Bacia Amazônica considerando o período 1975-2014 (dados de precipitação: Instituto Nacional de Meteorologia–INMET; dados de nível da água: Agência Nacional de Águas–ANA).

Níveis mínimos alcançados no mês de janeiro são geralmente relacionados ao fenômeno do repiquete que causa um declínio do nível da água após a evolução da enchente. O fenômeno de repiquete na região de Manaus é mais pronunciado em anos de El Niño, como nos anos de 1906, 1912, 1926, 1964, 1980, 1992 e 2016, em que o nível da água pode descer até 1,5 m durante o período janeiro-março (Figura 3.9). Em todos estes anos, o nível máximo (cheia) ficou bem abaixo da média histórica. Esta descida das águas é causada por uma redução da vazão do Rio Negro em consequência da forte redução de chuvas nas suas cabeceiras condicionada pelo El Niño (Yoon & Zeng 2010, Marengo & Espinoza 2016).

A diferença média entre o nível máximo e mínimo (amplitude anual) é de 10,22 m (1903-2015). A média (com desvio padrão) dos níveis máximos da água é de 27,87 ± 1,15 m que em 69% dos anos atingem cotas entre 27 e 29 m (1903-2015). Os níveis mínimos da água apresentam uma média (com desvio padrão) de 17,66 ± 1,84 m e são mais frequentes em 46% dos casos nas cotas de 16-18 m (1903-2015). Tanto o regime de cheias como o de secas têm uma variação interanual enorme, podendo variar mais de 8 m (Figura 3.8). O nível absoluto mais baixo de água registrado foi de 13,63 m, em 24 de outubro de 2010, e o valor máximo absoluto foi de 29,97 m em 29 de maio de 2012. O nível mínimo mais alto de 21,84 m, ocorrido no ano de

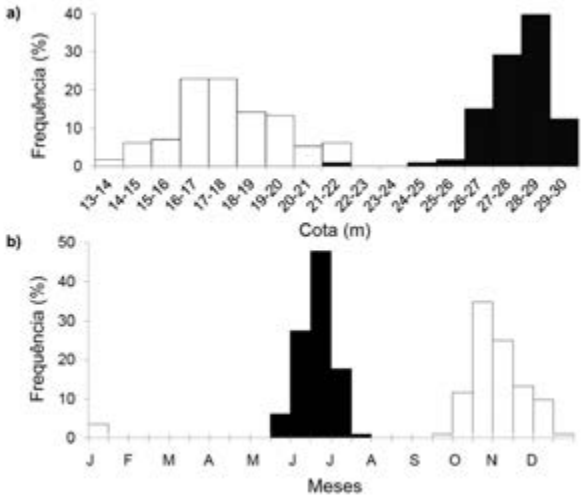


Figura 3.8: Distribuição da frequência dos níveis máximos (barras pretas) e mínimos (barras brancas) da água no Porto de Manaus em relação com (a) a elevação (cota) e (b) ocorrência temporal considerando o período de 1903 a 2014 (dados: Agência Nacional de Águas–ANA).

1974, foi superior ao menor nível máximo no registro ocorrido durante o forte El Niño em 1926 (Williams et al. 2005), com 21,76 m (Figura 3.10). Os dados do Porto de Manaus mostram períodos de anos consecutivos com níveis da água extremos. De 1964 até 1966, o nível máximo permaneceu abaixo de 27 m, enquanto subiu acima de 28 m em todos os anos de 1970 a 1979. Recentemente a região da Amazônia Central foi atingida por cheias extremas acima de 29 m. No período 2009 a 2019, sete anos (2009, 2012, 2013, 2014, 2015, 2017 e 2019) alcançaram ou ultrapassaram a cota de 29 m que corresponde ao valor crítico para decretar situação de emergência. Já nos períodos de 1935 a 1937 e de 1965 a 1967, o nível mínimo da água ficou abaixo de 17 m. Ecologicamente mais importante foi o período durante os anos de 1971-1974 com níveis mínimos muito elevados. Durante este período, a água permaneceu 1.767 dias acima da cota de 20 m resultando em uma mortalidade de grande escala de arbustos e árvores na parte mais baixa do gradiente de inundação na várzea e no igapó, porque as espécies não suportaram a inundação do seu sistema radicular durante vários anos consecutivos (Piedade et al. 2013).

Nas últimas três décadas observa-se uma mudança drástica no ciclo hidrológico da maior bacia hidrográfica caracterizada por um aumento significativo ($p < 0{,}001$) de níveis máximos anuais da água de 0,80 m em comparação com o período de 1903-1990. Simultaneamente, houve uma redução dos níveis mínimos da água de 0,65 cm ($p < 0{,}05$) entre as médias dos períodos de 1903-1990 e 1991-2018, resultando consequentemente em um aumento significativo da amplitude anual entre estes dois períodos de quase 1,50 m ($p < 0{,}001$). Durante o período de 1903 a 2016 (113 anos), o nível médio anual da água no Porto de Manaus subiu um metro, e o tempo médio de retorno de eventos de cheias extremas ($> 29{,}0$ m) diminuiu de 20 anos, durante a primeira metade do século 20, para 4 anos desde o início

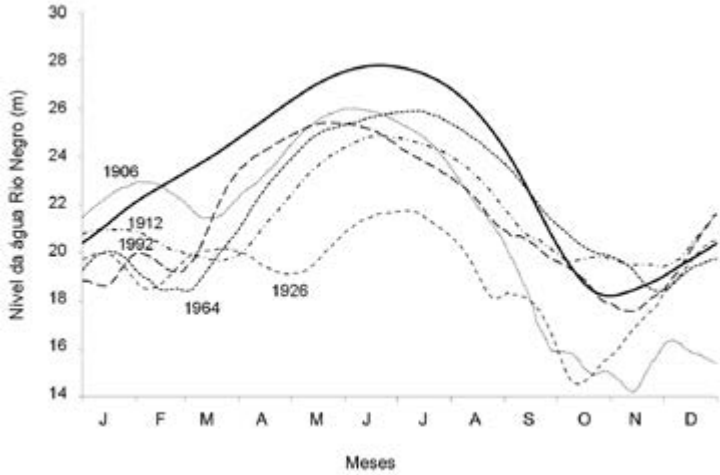


Figura 3.9: Anomalias de enchentes em anos de El Niño caracterizadas por uma descida expressiva do nível da água no Porto de Manaus (Rio Negro) no período de janeiro a março, popularmente conhecidas como repiquetes. A curva em negrito indica o nível médio da água no período 1903-2018 (dados: Agência Nacional de Águas–ANA).

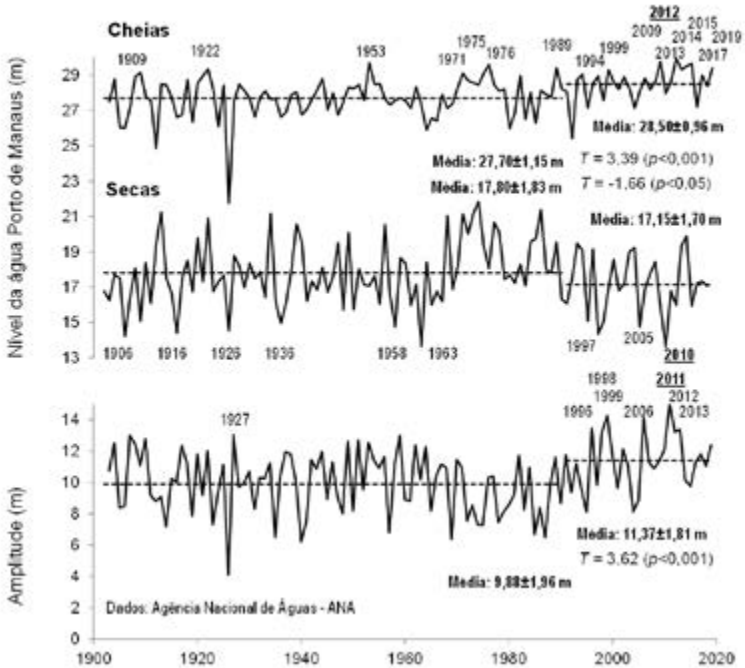


Figura 3.10: Variações anuais do nível máximo (cheias, 1903-2019), nível mínimo (secas, 1902-2018) e amplitude (1903-2018) do Rio Negro no Porto de Manaus. Anos calendários indicam cheias extremas (>29 m), secas severas (<15 m) e altas amplitudes anuais (>13 m) (anos com valores recordes sublinhados). Durante as últimas três décadas, houve um aumento significativo de cheias e simultaneamente um declino dos níveis mínimos anuais resultando em um aumento expressivo da amplitude caracterizando a intensificação do ciclo hidrológico. Testes-T indicam diferenças significativas entre os dois períodos antes (1903-1990; cinza) e durante a intensificação (desde 1991) (dados: Agência Nacional de Águas–ANA).

do século 21 (Barichivich et al. 2018). Estas recentes mudanças expressivas, a intensificação do ciclo hidrológico (Gloor et al. 2013), na maior hidrobacia do mundo suscitam perguntas se estas tendências ainda podem ser explicadas pela variabilidade natural do regime hidro-climático ou se a intensificação já é uma manifestação de mudanças climáticas antrópicas.

3.3.1 A relação entre o regime hidrológico e anomalias de temperaturas superficiais do mar (TSM) do Pacífico Equatorial e Atlântico Tropical

Vários estudos indicam que os ciclos hidrológicos dos grandes rios na Bacia Amazônica integram anomalias de temperaturas superficiais do mar (TSM) do Pacífico Equatorial (El Niño, La Niña) e do Atlântico Tropical. Anomalias de TSMs desses oceanos resultam em mudanças nas circulações atmosféricas, e consequentemente, nos regimes pluviométricos em grande escala nas diferentes seções da Bacia Amazônica (Richey et al. 1989, Marengo 1992, 2005, Whetton & Rutherfurd 1994, Adis & Latif 1996, Amarasekera et al. 1997, Marengo et al. 2008, 2011, 2012, Guyot et al. 1998, Uvo & Graham 1998, Zeng 1999, Uvo et al. 2000, Coe et al. 2002, Foley et al. 2002, Potter et al. 2004, Schöngart et al. 2004, Labat et al. 2005, Ronchail et al. 2002, Schöngart & Junk 2007, Yoon & Zeng 2010, Tomasella et al. 2011, 2013, Espinoza et al. 2013, 2014, Gloor et al. 2013, 2015, Marengo & Espinoza 2016, Jiménez-Muñoz et al. 2016, Barichivich et al. 2018). Porém, as relações entre os níveis da água e anomalias de TSMs variam espacialmente e temporalmente entre as sub-bacias (Ronchail et al. 2005, Villar et al. 2009). Eventos climáticos severos que afetam a hidrologia da Amazônia são geralmente associados com fortes anomalias de TSMs durante vários meses consecutivos influenciando os regimes pluviométricos (Marengo et al. 2008, 2011, Marengo & Espinoza 2016). Variações interanuais de chuva nas regiões norte e central da Bacia Amazônica são geralmente influenciadas pela El Niño-Oscilação Sul (ENOS), principalmente durante a estação chuvosa (dezembro-abril) (Yoon & Zeng 2010). Eventos de El Niño (fase quente da ENOS) geralmente diminuem as chuvas nestas regiões, enquanto eventos de La Niña (fase fria da ENOS) apresentam a tendência de aumentar as chuvas (Foley et al. 2002, Marengo & Espinoza 2016). Na porção sul da Bacia Amazônica, variações interanuais da precipitação são afetadas por uma mudança na posição da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) associada ao gradiente meridional de anomalias de TSM sobre o Atlântico Tropical (Hastenrath 1984, Nobre & Shukla 1996, Marengo 2004). Este mecanismo atua fortemente durante a estação seca (julho-outubro) nesta região (Yoon & Zeng 2010).

Além da variabilidade interanual de anomalias de TSMs do Atlântico Tropical e Pacífico Equatorial, a série histórica de flutuações do nível da água no Porto de Manaus apresenta também sinais de oscilações de baixa frequência, as oscilações multidecadais oriundas do Pacífico e Atlântico. Schlesinger & Ramankutty (1994) detectaram variações cíclicas das temperaturas superficiais do Atlântico Norte que foi definida como a Oscilação Multidecadal do Atlântico (OMA) por Kerr (2000). A OMA é caracterizada por fases frias (negativas) e quentes (positivas) com ciclos de aproximadamente 60 a 80 anos de duração (Enfield et al. 2001,

Trenberth & Shea 2006) que resultam de uma interação oceano-atmosfera relacionada com flutuações de baixa frequência na circulação termohalina (Knight et al. 2005). Entretanto, os mecanismos que causam as mudanças nas TSMs da bacia do Atlântico Norte e, consequentemente das circulações atmosféricas, ainda são pouco estudados. Fases frias da OMA ocorreram nos períodos 1902-1925 e 1970-1994. Os períodos de 1930 a 1970 e desde a metade da década 1990 são caracterizados por fases quentes (Trenberth & Shea 2006, Sutton & Dong 2012). Fases quentes da OMA têm influência no aumento de formação de ciclones e furacões e secas na região do Sahel na África Ocidental, Nordeste brasileiro e na Amazônia Ocidental (Knight et al. 2006, Trenberth & Shea 2006, Dantas et al. 2012, Aragão et al. 2018). Na bacia do maior oceano do mundo ocorre a Oscilação Decadal do Pacífico (ODP) descrita por Mantua et al. (1997) resultando em oscilações de TSM no Norte do Pacífico (ODP). A Oscilação Interdecadal do Pacífico (OIP), descrita por Salinger et al. (2001), é associada à ODP, porém possui uma abrangência espacial maior e se estende ao Hemisfério Sul. Enquanto eventos da ENOS duram geralmente de 6 a 18 meses, a ODP é caracterizada por fases quentes (positivas) e frias (negativas) com ciclos de 50-70 anos nos últimos 200 anos (MacDonald & Case 2005), porém os ciclos abrangem períodos inferiores comparados com aqueles da OMA (Enfield et al. 2001). Fases quentes persistiram nos períodos 1925-1946 e de 1977 até o final da década de 1990, enquanto fases frias ocorreram nos intervalos 1890-1924, 1947-1976 e a partir dos anos de 2000 (Mantua & Hare 2002). Fases frias da ODP causam anomalias climáticas similares aos eventos de La Niña (fases frias da ENOS), enquanto a fase quente tem impactos climáticos similares aos eventos de El Niño (fases quentes da ENOS). A ODP tem uma forte influência nos regimes pluviométricos e hidrológicos da Amazônia (Marengo 2004, 2009, Gloor et al. 2015). Fases frias da ODP aumentam as chuvas na região Norte da Bacia Amazônica e reduzem a precipitação na região Sul, enquanto as fases quentes têm um efeito oposto (Marengo 2004, Aragão et al. 2018). Andreoli & Kayano (2005) analisaram anomalias de precipitação na América do Sul relacionadas à ENOS e à ODP e mostram que quando ENOS e ODP têm o mesmo sinal a ODP fornece condições para que as teleconexões entre ENOS e precipitação na América do Sul sejam construtivas, ou seja, quando a ODP está em sua fase quente, enfraquecem (fortalecem) os episódios La Niña (El Niño), enquanto em sua fase fria ocorre o oposto. Wang & Liu (2016) reportam que a resposta atmosférica e as teleconexões da ENOS geralmente são mais fortes durante uma fase quente da ODP.

Para mostrar a influência dos oceanos Pacífico e Atlântico no regime hidrológico (dados do Porto de Manaus), relacionamos os níveis máximos (cheias) e mínimos (secas) anuais da água e a amplitude anual da enchente (diferença entre o nível máximo e o nível mínimo do ano anterior) do Porto Manaus com dados mensais oceanográficos. Para esta análise, consideramos as anomalias de TSM das quatro regiões de El Niño definidas por latitudes e longitudes ao longo do Pacífico Equatorial (Trenberth 1997) e o índice meteorológico da Oscilação Sul (*Southern Oscillation Index*–SOI) que considera as diferenças na pressão atmosférica entre Darwin (Austrália) e a Ilha de Tai-

ti no Oceano Pacífico como indicador da evolução de fenômenos El Niño e La Niña (p. ex., Ropelewski & Halpert 1989). Do Atlântico são utilizadas anomalias de TSM do Atlântico Tropical Norte (ATN) e Sul (ATS) e o gradiente meridional de anomalias de TSM sobre o Atlântico Tropical (Modo Meridional do Atlântico–MMA). Além disso, integramos oscilações de baixa frequência dos dois oceanos na análise em forma de índices mensais da OMA e OIP. Para as análises, calculamos coeficientes de correlação de Pearson entre os valores anuais de cheias e secas e da amplitude da enchente (variáveis dependentes) com dados mensais oceanográficos (variáveis independentes), considerando o ano corrente e anterior em relação com a ocorrência de cheia e seca no Porto de Manaus (Figura 3.11).

O regime de cheias indica correlações com as condições oceanográficas do Pacífico. As correlações com as anomalias de TSM das regiões tradicionais de El Niño são negativas (Schöngart & Junk 2007) indicando os mecanismos bem conhecidos de cheias pronunciadas em anos de

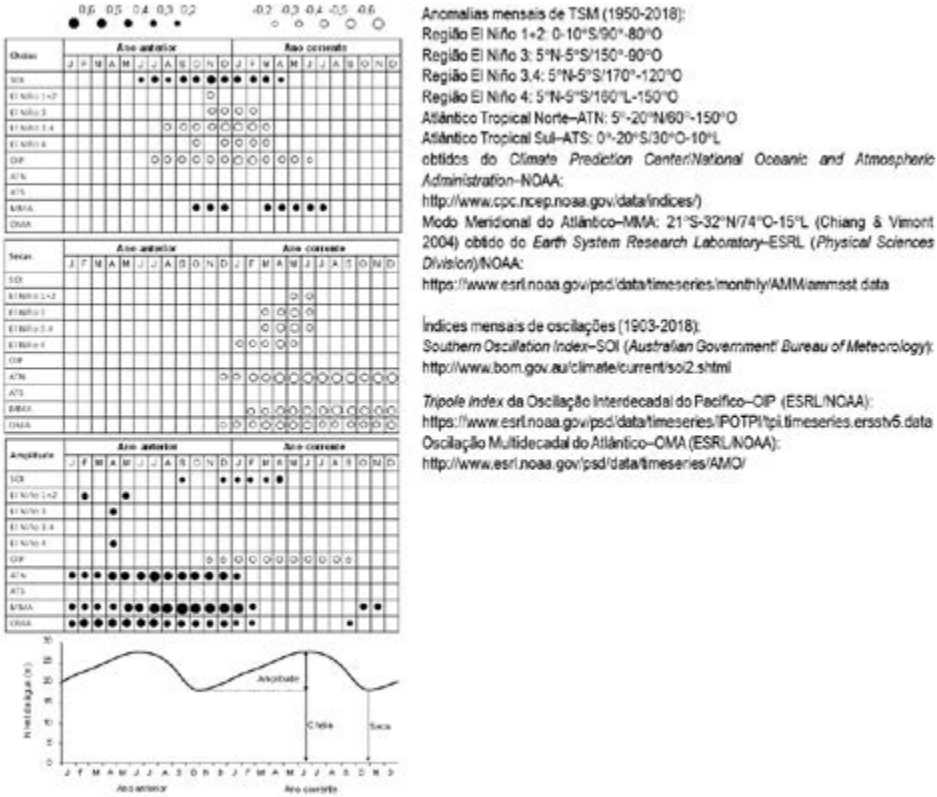


Figura 3.11: Correlações (coeficiente de Pearson) entre anomalias mensais de temperaturas superficiais do mar (TSM) (período 1950-2018) do Pacífico Equatorial (regiões El Niño 1+2, 3, 4, e 3.4), Atlântico Tropical Norte (ATN) e Sul (ATS), Modo Meridional do Atlântico (MMA) e índices mensais (período 1903-2018) da Oscilação Sul (SOI) e das oscilações de baixa frequência do Pacífico (Oscilação Interdecadal do Pacífico–OIP) e Atlântico (Oscilação Multidecadal do Atlântico–OMA) com o regime de níveis máximos (cheias) e mínimos (secas) anuais da água e amplitude da enchente no Porto de Manaus. Para as correlações, foram considerados coeficientes de correlação com 99% de nível de confiança ($p<0{,}01$), considerando o ano corrente e anterior em relação com a ocorrência de cheias e secas.

La Niña e cheias pequenas em anos de El Niño (Marengo & Espinoza 2016). Ao longo do Pacífico Equatorial no sentido oeste, as correlações (negativas) aumentam em força e expansão temporal da região El Niño 1 + 2 (novembro do ano anterior), El Niño 3 (novembro do ano anterior a fevereiro do ano corrente) e atingem o máximo na região El Niño 3.4 (agosto do ano anterior a março do ano corrente), considerado a região que melhor reflete a ocorrência de fenômenos de El Niño e La Niña (Trenberth 1997) e enfraquecem novamente na região El Niño 4 (dezembro do ano anterior a março do ano corrente) (Figura 3.11). Com os índices mensais da Oscilação Sul (SOI), as correlações são positivas e abrangem um período de 11 meses iniciando em junho do ano anterior a abril do ano corrente. O período das correlações com a OIP abrange um período similar (julho do ano anterior a junho do ano corrente), porém são negativas. Do Atlântico, somente o modo meridional (MMA) indica correlações positivas com a cheia durante o ano anterior (outubro a dezembro) e corrente (março a julho) (Figura 3.11). Os mecanismos que condicionam as secas são diferentes em comparação com o regime de cheias mostrando correlações negativas com as anomalias de TSM do Pacífico Equatorial e Atlântico Tropical, principalmente durante o período do ano corrente. Enquanto as anomalias de TSM ao longo do Pacífico Equatorial influenciam as secas com uma pequena defasagem temporal da região Oeste para Leste durante o primeiro semestre, as anomalias do Atlântico Tropical (ATN e MMA) abrangem o ano corrente inteiro e alcançam correlações mais altas ($r > 0{,}6$; $p < 0{,}001$). Em relação às oscilações de baixa frequência, o regime de secas somente indica correlações com a OMA, mas não com a OIP (Figura 3.11). As correlações dos índices oceanográficos testadas com a amplitude da enchente mostram pouca influência das anomalias mensais de TSM das regiões de El Niño. Do Pacífico, somente os índices da SOI e OIP mostram correlações positivas e negativas, respectivamente, com a enchente, principalmente durante o ano corrente. Os mecanismos que controlam a amplitude da enchente são fortemente relacionados com o Atlântico e mostram correlações altas e temporalmente abrangentes durante o ano anterior inteiro no modo de alta (ATN, MMA) e baixa (OMA) frequência. Anomalias de TSMs do Atlântico Tropical Sul não indicam correlações significativas com o regime hidrológico (cheias, secas, amplitude) (Figura 3.11). Estes resultados estão em concordância com as modelagens realizadas por Yoon & Zeng (2010).

3.3.2 A relação entre o regime hidrológico e a intensidade e abundância de furacões no Atlântico Tropical Norte

O aquecimento anormal do Atlântico Tropical Norte fixa a ZCIT durante mais tempo no Hemisfério Norte principalmente no período julho a setembro (Yoon & Zeng 2010). Este período coincide com a evolução de ciclones e furacões no Atlântico Tropical Norte, principalmente quando as TSMs ultrapassam 26 °C nesta região oceanográfica (Trenberth 2005). Ciclones e furacões transportam grandes quantidades de vapor da água da ZCIT para o Caribe e Golfo de México, em vez de ser importadas na Bacia Amazônica pelos ventos alísios, o que resulta em níveis mínimos de água extremos. Existe uma correlação negativa e significativa ($r = -0{,}42$; $p < 0{,}001$) entre o regime de secas da Amazônia Central e o Índice de Energia Acumu-

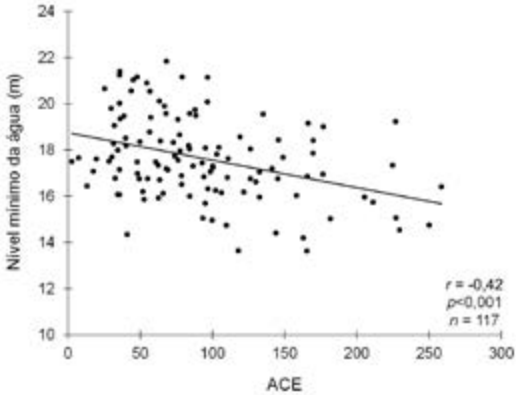


Figura 3.12: Relação entre o nível mínimo da água do Porto de Manaus e o índice da Energia Acumulado de Ciclones–ACE (dados disponíveis na ESRL/NOAA na plataforma: http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/timeseries/monthly/ACE/ace.long.mon.data) considerando o período 1902-2018.

lado de Ciclones (*Accumulated Cyclone Energy Index*–ACE) (Trenberth 2005) (Figura 3.12). Períodos com intensidade e abundância de furacões acima das condições normais (ACE > 117% do valor mediano), são associados com secas mais severas (16,67 ± 1,77 m) que diferem significativamente (valor $T = -3{,}04$; $p < 0{,}01$) de outros anos (17,90 ± 1,73 m) avaliando o período de 1902-2018. Por exemplo, as secas extremas dos anos 2005 e 2010, que causaram impactos severos na Amazônia (Lewis et al. 2011, Marengo & Espinoza 2016), são associadas a elevados valores de ACEs, de 250 e 165, respectivamente, como também a seca de 1926 (ACE de 230).

3.3.3 A previsão dos picos de cheias do Rio Solimões-Amazonas

Nos últimos dez anos eventos hidro-climáticos extremos afetaram centenas de milhares de pessoas nas regiões urbanas e rurais da Bacia Amazônica que em sua maioria vive ao longo de grandes rios, resultando em grandes problemas sociais, prejuízos econômicos e impactos nos ecossistemas da região, como as cheias extremas dos anos 2009 e 2012, 2013, 2014 e 2015, e as secas severas de 2005, 2010 e 2015/2016 (Figura 3.10). A amplitude média do nível da água do Rio Negro no Porto de Manaus aumentou aproximadamente 1,50 m nos últimos 30 anos em comparação ao período entre 1903-1990. O aumento da frequência e intensidade de cheias na região da Amazônia Central nas últimas décadas (Barichivich et al. 2018) indica a necessidade de desenvolver modelos robustos que consigam prever tais eventos hidro-climáticos com antecedência. Isso permitirá a implementação de políticas públicas com o objetivo de mitigar os impactos sociais e econômicos causados por estes eventos extremos, assegurando aos ribeirinhos o planejamento das suas atividades econômicas conforme a previsão da cheia. Milhares de famílias são desabrigadas durante cheias extremas, isolando municípios e comunidades ribeirinhas e causando prejuízos para a agricultura e pecuária que são praticadas nas topografias mais altas nas várzeas (Schöngart & Junk 2007, Junk et al. 2010b).

O Serviço Geológico do Brasil

(CPRM) elaborou modelos da previsão de eventos de cheia em Manaus que ocorrem naturalmente no mês de junho (Figura 3.8). Estes modelos se baseiam na análise estatística de conjuntos de dados das enchentes históricas. Desde o ano de 1989, três previsões por ano são realizadas ao final dos meses de março, abril e maio, ou seja, com 1-3 meses de antecedência, respectivamente, usando os níveis da água nestas datas para a previsão da cheia. Schöngart & Junk (2007) elaboraram um modelo de previsão de cheias para a região de Manaus que, além dos dados das enchentes passadas, incorpora a influência da ENOS em forma do índice meteorológico da Oscilação Sul (SOI) como indicador da evolução de fenômenos El Niño e La Niña. Durante o período de 2005 a 2012, o modelo permitiu uma previsão da cheia no início de março, com 3 a 4 meses de antecedência, com 37 ± 30 cm de diferença entre valor previsto e observado (Piedade et al. 2013), enquanto o erro médio da previsão de cheias (31 de março) da CPRM no mesmo período foi de 44 ± 24 cm.

Um novo modelo de previsão de cheia desenvolvido considera a média de anomalias de TSMs da região El Niño 3.4 do período dezembro do ano anterior a fevereiro do ano corrente, a média dos índices da SOI do período novembro do ano anterior a janeiro do ano corrente, o mês de fevereiro (ano corrente) da ODP, o nível mínimo da água do ano anterior e o nível da água do dia 7 de março no Porto de Manaus. O modelo foi calibrado com os dados no período de 1951 a 1990 ($n = 40$ anos) e validado para o período de 1991-2012

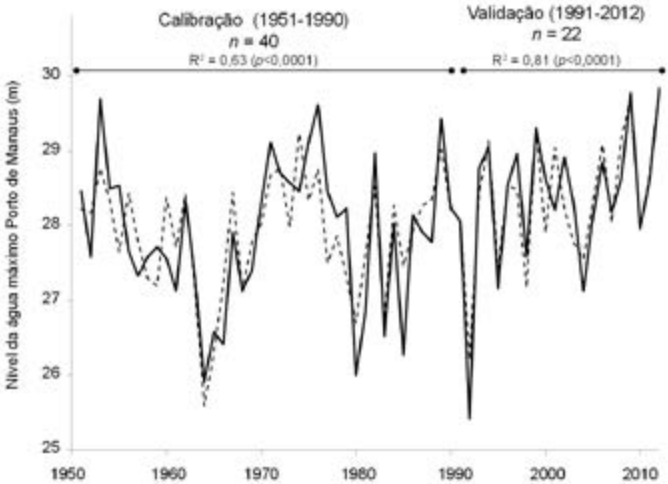


Figura 3.13: Modelo de previsão de níveis máximos da água (linha pontilhada) na região de Manaus aplicando a média de anomalias de TSMs da região El Niño 3.4 do período de dezembro do ano anterior a fevereiro do ano corrente (dados obtidos do *Climate Prediction Center/National Oceanic and Atmospheric Administration*; http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/), a média dos índices da SOI do período de novembro do ano anterior a janeiro do ano corrente (*Australian Government/Bureau of Meteorology*; http://www.bom.gov.au/climate/current/soi2.shtml), o mês de fevereiro (ano corrente) da Oscilação Decadal do Pacífico–ODP (disponíveis do *Joint Institute for the Study of the Atmosphere and Ocean* da Universidade de Washington; http://jisao.washington.edu/pdo/), o nível mínimo da água do ano anterior e o nível da água do dia 7 de março no Porto de Manaus (Porto de Manaus–Estação Hidroviária do Amazonas; http://www.portodemanaus.com.br/?pagina=nivel-do-rio-negro-hoje). O modelo desenvolvido foi calibrado (1951-1990) e validado (1991-2012) explicando 63% e 81% da variação das cheias observadas (linha preta), respectivamente.

($n = 22$ anos) explicando 63 % e 81 % da variação dos níveis máximos da água, respectivamente (Figura 3.13). Este modelo indicou para o período de 2005 a 2020 um erro médio de previsão de 28 ± 25 cm e permite uma previsão da cheia com mais de três meses de antecedência com maior robustez em comparação com o modelo anterior de Schöngart & Junk (2007).

3.4 Discussão

Os regimes climáticos e hidrológicos são fundamentais e determinantes para o aproveitamento da várzea pelo homem. Todas as atividades econômicas nas várzeas são ajustadas ao ciclo hidrológico (Albernaz & Ayres 1999, Junk et al. 2010b). O pulso de inundação é, até certo ponto, previsível, porém ele varia principalmente em respeito à sua magnitude. Inundações baixas que muitas vezes são associadas com o fenômeno El Niño favorecem a pecuária e a agricultura, porque as topografias altas da várzea ficam mais tempo ou totalmente fora da água. A maioria das culturas agrícolas não tolera a inundação e verduras só podem ser plantadas em solo seco. Espécies perenes, tais como bananas (*Musa* spp.), mandioca e macaxeira (*Manihot esculenta*) têm que ser retiradas do solo e replantadas quando a água desce de novo.

De importância é também a distribuição das chuvas. Na região de Manaus existe uma defasagem de cerca dois a três meses entre o hidrógrafo do Solimões-Amazonas e as épocas de chuva e de seca (Schöngart et al. 2002). O plantio começa no período da vazante e coincide com a época seca. Isso pode seriamente prejudicar a lavoura, por falta de água (Figura 3.5) e exige irrigação adicional, que aumenta os custos para o produtor. A época chuvosa já começa na água baixa, o que pode prejudicar a coleta da lavoura. De qualquer forma, o ciclo hidrológico resulta em uma produção agrícola altamente sazonal caracterizada por uma superoferta no período da seca e falta de produtos na cheia, com impactos negativos para os preços e a renda dos ribeirinhos. A pecuária sofre limitações similares. Na cheia, o gado perde peso porque não tem pasto suficiente, mesmo com o desmatamento das áreas altas e o plantio de capins exóticos (*Brachiaria* spp.). Durante enchentes grandes, o gado tem que ser transferido para pastos na terra-firme adjacente ou colocado em cima de currais flutuantes (marombas), ações associadas com altos custos. Na água baixa, pastos naturais existem em grande quantidade nas áreas baixas da várzea, e durante vários meses a oferta de capim ultrapassa a demanda pelo gado. A produção madeireira também depende do nível da água (Schöngart & Queiroz 2010). Os ribeirinhos cortam as árvores de valor madeireiro durante a enchente, mas a extração das toras só pode ser feita durante a cheia. Em caso de cheias pequenas, as toras têm que ficar na floresta e degradam por causa do ataque de fungos, cupins e besouros. O pico da produção pesqueira ocorre na vazante e seca quando os peixes se concentram nos lagos e nos leitos dos rios, e na enchente por causa da piracema de algumas espécies de valor comercial. Secas hidrológicas extremas, como no ano de 2005 e 2010, porém, podem resultar em uma elevada mortalidade de peixes.

Além do impacto às atividades econômicas, a hidrologia afeta a população ribeirinha também em outros setores. Por exemplo, durante secas severas o transporte fluvial para os povoados

pode ser interrompido isolando comunidades ribeirinhas durante vários meses, causando problemas no abastecimento com alimentos, remédios e prestações de serviços, e dificultando o transporte de pessoas para a cidade, como em caso de doenças ou acidentes graves. Neste período, também o acesso dos ribeirinhos a água limpa é dificultado. Cheias grandes colocam em risco as casas e os bens das pessoas e, principalmente em zonas urbanas, as pessoas são expostas durante muito tempo a uma água contaminada por esgoto, resíduos industriais e domésticos devido à falta de saneamento básico e tratamento de esgoto. As cheias extremas recentes dos anos de 2009, 2012-2015, 2017 e 2019 e as secas severas de 2005 e 2010 (Figura 3.10) afetaram centenas de milhares de pessoas nas regiões urbanas e rurais da Bacia Amazônica que em sua maioria vive ao longo de grandes rios, resultando em problemas sociais, prejuízos econômicos e impactos nos ecossistemas da região (Gloor et al. 2015, Marengo & Espinoza 2016).

O aumento da frequência e magnitude de cheias na região da Amazônia Central (Barichivich et al. 2018) indica a necessidade de desenvolver modelos robustos que consigam prever eventos hidro-climáticos extremos com antecedência para que as políticas públicas possam ser implementadas com o propósito de mitigar os impactos sociais e os prejuízos econômicos causados por estes fenômenos, e para que as populações ribeirinhas possam adaptar as suas atividades econômicas. A natureza regular e a previsibilidade temporal do pulso monomodal de inundação favorece o desenvolvimento dos modelos de previsão de cheias (Schöngart & Junk 2007). A defasagem temporal da influência das forçantes climáticas oriundas dos oceanos no ciclo hidrológico permite a incorporação destes parâmetros no modelo de previsão de cheias (Figura 3.11), o que torna o modelo mais robusto. Conforme a ciência avança em evidenciar, compreender e modelar os mecanismos que modulam o pulso de inundação, os modelos precisam ser ajustados, parametrizados e validados para aperfeiçoar as previsões (Figura 3.12). Ainda há um grande potencial para expandir as previsões espacialmente para outras sub-bacias na Amazônia com base no conhecimento das teleconexões dos regimes pluviométricos e hidrológicos com anomalias de TSMs e oscilações dos oceanos do Pacífico e Atlântico, que variam bastante entre sub-bacias e regiões (Ronchail et al. 2002, 2005, Yoon & Zeng 2010, Espinoza et al. 2014, Gloor et al. 2015, Marengo & Espinoza 2016, Aragão et al. 2018). Para estações hidrológicas com 40-50 anos de séries históricas de dados instrumentais disponíveis (plataforma Hidroweb da Agência Nacional de Águas–ANA) é viável calibrar e validar os modelos de previsão de cheias. A previsão das secas com antecedência, em especial, é um desafio, pois o regime de secas na Amazônia Central tem uma variabilidade maior e mais complexa em comparação com o regime de cheias (Figura 3.11). Além do Pacífico Equatorial, os fatores que condicionam os eventos hidro-climáticos extremos de secas são principalmente induzidos pelas condições do Atlântico Tropical por meio dos ventos alísios (Marengo 1992, Gloor et al. 2013) que influenciam diretamente os regimes pluviométricos e hidrológicos sem grandes defasagens temporais, como no caso da ENOS (Schöngart & Junk 2007). Entre os níveis máximos (segunda quinzena de junho) e os ní-

veis mínimos (final de outubro) há um período de um pouco mais de quatro meses (Figura 3.6). O desenvolvimento da modelagem na previsão de cheias e secas em diferentes sub-bacias da Amazônia tem que ser uma prioridade nas pesquisas para mitigar os impactos de eventos hidro-climáticos extremos que afetam diretamente o bem-estar das populações em regiões rurais e nas zonas urbanas. Além da previsão sazonal dos eventos de cheias e secas, as relações entre os regimes de secas e cheias com as oscilações de baixa frequência precisam ser consideradas no planejamento de atividades ao longo prazo. Regimes de cheias, secas e a amplitude da enchente mostram correlações fortes com a OMA e OIP. Como estas fases duram 20-35 anos (OIP) ou 25-40 anos (OMA), é possível o planejamento de diversas atividades em longo prazo considerando o uso múltiplo da várzea. Um exemplo é a fundação e expansão de Anamã (município desde 1981), localizado no Rio Solimões, em um período com baixa frequência de cheias severas. Com o aumento recente da frequência e magnitude de cheias severas, o município sofreu várias inundações que duram muitas semanas, resultando em problemas de saúde da população, suspensão de serviços e fortes impactos socioeconômicos e perda patrimonial particular e pública.

A intensificação do ciclo hidrológico na Amazônia está associada à TSMs no Atlântico Tropical (Gloor et al. 2013) que resultou nas últimas décadas num aumento da entrada do vapor de água, importado na Bacia Amazônica pelos ventos alísios (Gloor et al. 2015). Wang et al. (2018) relatam que o aquecimento do Atlântico Tropical durante as últimas três décadas explica mais de 50% do aumento da precipitação na Amazônia, principalmente nas regiões Norte, Central e Ocidental da Bacia Amazônica (Gloor et al. 2013, 2015, Espinoza et al. 2018), enquanto o Pacífico Oriental tem apenas um papel secundário. Entretanto, Barichivich et al. (2018) associaram o aumento da frequência e magnitude de cheias com o aumento das TSMs no Atlântico tropical e simultaneamente o esfriamento no Pacífico Equatorial Central-Leste no período de 1990-2015. Isso provocou uma intensificação das Células de Walker (Bjerknes 1969), resultando em maior convecção de nuvens e chuva na Bacia Amazônica (Gloor et al. 2015, Wang et al. 2018). As Células de Walker são circulações fechadas na troposfera nas direções zonal e vertical (leste-oeste), criando uma ponte atmosférica entre o Atlântico e Pacífico, originada pelas diferenças de temperatura e pressão atmosférica sobre os oceanos tropicais. Esse sistema influencia padrões climáticos e pluviométricos em toda a região da Amazônia e outras regiões tropicais (Ropelewski & Halpert 1987). Além do Atlântico e Pacífico, o oceano Índico também contribui indiretamente na intensificação do ciclo hidrológico na Amazônia devido ao deslocamento do cinturão de ventos do Hemisfério Sul em direção à Antártica (relacionado com forçantes antropogênicas) que permitiu que a corrente marítima de Agulhas importe enormes volumes de água quente do Índico para o Atlântico (vazamento das Agulhas), contribuindo para o seu aquecimento (Barichivich et al. 2018). A ocorrência de fases frias e quentes das oscilações de baixa frequência (AMO, ODP, OIP) tem papel fundamental no ciclo hidrológico e, consequentemente, na dinâmica florestal e no ciclo de carbono (Gloor et al. 2015). Enquanto a OIP entrou em uma fase fria no final

da década 1990, que tem a tendência de aumentar as cheias, a OMA entrou em uma fase quente durante a década de 1990, que resulta em níveis mínimos mais baixos. Ambas as fases nesta configuração resultam no aumento da amplitude da enchente de quase 1,5 m em comparação com o período antes da intensificação do ciclo hidrológico (Figuras 3.10, 3.11).

Outro fator que possivelmente tem influência na hidrologia é o declino de massa de gelo nas Cordilheiras Andinas tropicais associado a um aumento significativo da temperatura (Vuille et al. 2003, Casimiro et al. 2013). Soruco et al. (2009) estimaram para 376 geleiras na Cordilheira Real (Bolívia) um declínio de 43 ± 20% do seu volume no período 1963-2006. Porém, não existem estudos que quantifiquem a contribuição do declino de massa de gelo nas Cordilheiras Andinas na descarga do Rio Amazonas evidenciado por estudos paleo-climatológicos (Maslin et al. 2000).

Além das cheias, as secas severas podem resultar em grandes impactos para os ecossistemas e populações ribeirinhas de áreas alagáveis. Principalmente os igapós de água-preta, com suas cabeceiras localizadas nos escudos Paleozóicos e Pré-Cambrianos das Guianas, parecem ser mais susceptíveis ao fogo que as várzeas (Schöngart et al. 2017b). O período de níveis mínimos da água destes sistemas coincide com a ocorrência de anomalias negativas de precipitação nas cabeceiras do Rio Negro, associadas aos eventos de El Ninõ que tornam o igapó vulnerável a incêndios (Flores et al. 2014, Resende et al. 2014). Isso se deve ao microclima mais seco no sub-bosque (Almeida et al. 2016), a maior quantidade de material combustível fino e à presença de um tapete de raízes expostas ao fogo na floresta alagável (dos Santos & Nelson 2013). A lenta sucessão secundária mantém as cicatrizes de queimada com vegetação aberta expostas aos fogos recorrentes que podem expandir a área queimada devido às fontes de ignição abundantes (Flores et al. 2017a). Fogos em grandes escalas foram observados durante o forte evento de El Niño em 1925/26 (Quinn et al. 1987) na região do Alto Rio Negro e Venezuela (Sternberg 1987, Sombroek 2001, Williams et al. 2005, Marengo et al. 2018), e recentemente durante o evento de 2015/2016 (Aragão et al. 2018). No futuro, incêndios descontrolados poderão se tornar um grande risco para a vegetação natural e paisagens culturais, especialmente em anos extremos de seca associados com eventos de El Niño e/ou elevadas anomalias de TSM do Atlântico Tropical Norte. Flores et al. (2017b) reportaram grandes áreas queimadas também nas várzeas do Rio Madeira, especialmente na seca severa de 2005. Os grandes tributários de água-branca, que têm suas cabeceiras localizadas na região Sul da Bacia Amazônica, passaram por um aumento na duração da estiagem nas últimas décadas associado com o Modo Meridional do Atlântico (Marengo et al. 2018) e uma redução de aproximadamente 18% da precipitação nos meses setembro-novembro durante o período de 1981-2017 (Espinoza et al. 2018), associada com anomalias de TSM do Atlântico Tropical Norte, que junto ao aumento da temperatura do ar neste período podem deixar várzeas degradadas e fragmentadas vulneráveis ao fogo.

Nas últimas décadas, a maior floresta tropical e hidrobacia do mundo está passando por profundas mudanças devido às modificações no uso da terra e aos impactos climáticos (Malhi et al. 2008, Davidson et al. 2012, Nobre et al.

2016), embora a direção e magnitude desta mudança sejam incertas, principalmente devido às interações e potenciais sinergias de mudanças do clima e do uso de terra. As predições dos modelos mais elaborados reunidos no último relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC 2013) apresentam resultados de apenas baixa a média confiança em relação aos regimes pluviométricos (Good et al. 2013). Por isso, a discussão sobre os fatores que causam tendências de aumento de cheias e secas deve ser feita com muita cautela. Gentry & Lopez-Parodi (1980) explicaram o aumento de níveis da água de 1962 a 1978 na estação hidrológica de Iquitos, no Peru (também presente nos registros do Porto de Manaus, Figura 3.10), como resultado do aumento de desmatamento nas cabeceiras no Equador e no Peru. Estudos posteriores indicam, porém, que as grandes cheias ocorridas na década de 1970 foram consequência de anos consecutivos eventos de La Niña (Schöngart & Junk 2007). Cenários preditivos baseados em modelagens climáticas realizadas por Langerwisch et al. (2013) indicam um aumento de um terço das áreas alagáveis de igapó e várzea até o final do século 21, um aumento da duração de inundações por dois a três meses da parte ocidental da Amazônia, e mudanças na ocorrência temporal de cheias e secas de até três meses. Porém, este estudo não leva em consideração a variabilidade temporal e espacial da influência de anomalias de TSMs do Atlântico Tropical e Pacífico Equatorial, das oscilações multidecadais (ODP, OIP OMA) e da barragem hidráulica entre os grandes rios que tornam a hidrologia na maior bacia hidrográfica do mundo bastante complexa. Não há um padrão hidrológico comum a toda a Bacia Amazônica, principalmente porque as sub-bacias ao Norte diferem daquelas ao Sul (Marengo 2004, 2009, Yoon & Zeng 2010, Marengo & Espinoza 2016). De fato, ainda existe a necessidade de entender melhor os fatores que regulam o ciclo hidrológico de regiões distintas da Bacia Amazônica ao longo do tempo, pois os dados instrumentais de monitoramento fluvio- e pluviométrico que existem alcançam apenas algumas décadas na maioria das sub-bacias amazônicas, limitando as análises com os dados de ODP (OIP) e OMA que possuem ciclos de 50-70 anos e 60-80 anos, respectivamente (Enfield et al. 2001, MacDonald & Case 2005).

Mudanças no uso de terra têm influência na hidrologia, como o desmatamento em grande escala nas cabeceiras (Costa et al. 2003, Davidson et al. 2012, Spracklen & Garcia-Carreras 2016) e a implementação de usinas hidrelétricas (Manyari & Carvalho Jr. 2007, Castello & Macedo 2016, Assahira et al. 2017, Timpe & Kaplan 2017). A implementação da usina hidrelétrica (UHE) de Balbina no Rio Uatumã na década 1980, por exemplo, causou grandes distúrbios no regime hidrológico a jusante da barragem (Figura 3.14). O período anterior à construção da UHE o Rio Uatumã apresentou o típico pulso monomodal de inundação regular e previsível, porém, após o início da operação da barragem hidrelétrica, no ano de 1989, observa-se um padrão irregular e imprevisível do regime hidrológico do Rio Uatumã, resultado da demanda de geração de energia elétrica pela UHE. Isso resultou em um aumento significativo de níveis mínimos anuais e na diminuição da amplitude anual em áreas alagáveis a jusante da barragem. Estas mudanças abruptas do regime hidrológico regular e previsível causaram nas baixas topografias das áreas alagáveis a mortalidade em grande

escala de espécies arbóreas, como *Macrolobium acaciifolium* (Fabaceae) entre outras, devido aos vários anos consecutivos de inundação (Assahira et al. 2017, Resende et al. 2019) que ultrapassa as adaptações das espécies arbóreas de áreas alagáveis desenvolvidas para tolerar inundações sazonais. Considerando os planos de implementar dúzias de grandes UHEs na Amazônia (Finer & Jenkins 2012, Castello & Macedo 2016, Lees et al. 2016, Winemiller et al. 2016, Latrubesse et al. 2017, Anderson et al. 2018), localizadas em diferentes regiões das cabeceiras do Rio Amazonas e seus tributários, é urgente a realização de estudos que avaliem os distúrbios destas barragens no pulso de inundação e os impactos previstos nas áreas alagáveis a jusante (Timpe & Kaplan 2017).

Separar a variabilidade natural do clima daquela forçada por atividades humanas, que induzem a mudanças climáticas, implica na avaliação do clima em escalas de tempo bastante extensas. Séries de longos períodos de dados não estão disponíveis para a Amazônia, pois é relativamente recente o tempo de medições nestas regiões. Assim, nossa atual interpretação das tendências do ciclo hidrológico na Amazônia que têm sido observadas nas últimas décadas ainda é limitada pela falta de dados históricos de monitoramento fluvial e climático de longo prazo em diferentes sub-bacias. Estudos dendroclimáticos construindo redes de cronologias de anéis de crescimento e/ou isótopos estáveis têm mostrado grande potencial na reconstrução de parâmetros climáticos e hidrológicos em regiões tropicais (Schöngart et al. 2004, 2005, Brienen et al. 2012, 2016, Lopéz et al. 2017, Granato-Souza et al. 2019), permitindo a investigação da variabilidade do clima e suas teleconexões com anomalias de TSMs do Pacífico Equatorial e Atlântico Tropical, além das oscilações multidecadais (OMA, ODP e OIP). No contexto da maior bacia hidrográfica do mundo e suas múltiplas funções e serviços ambientais, informações sobre a variabilidade climática do passado são de grande relevância para a modelagem do clima e para prognosticar possíveis impactos de mudanças climáticas na região amazônica. Isso é de suma importância para as políticas públicas, os setores socioeconômicos e para as populações ribeirinhas que são diretamente impactados com o aumento dos recentes eventos hidro-climáticos extremos.

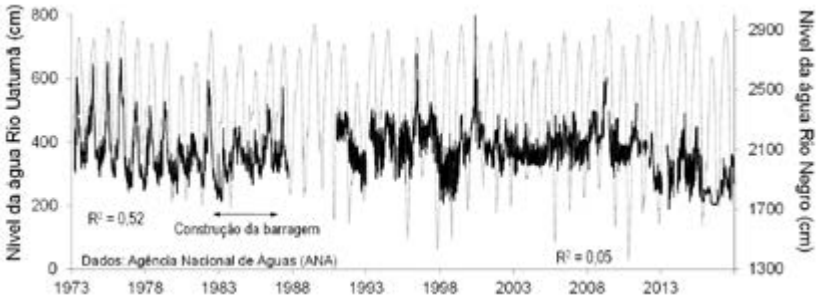


Figura 3.14: Variações do nível da água do Rio Uatumã (curva preta) a jusante da barragem da usina hidrelétrica de Balbina na Amazônia Central (estação hidrológica da Cachoeira da Morena, http://hidroweb.ana.gov.br/Estacao.asp?Codigo=16100000) para os períodos antes (1973-1982) e após (1991-2018) da implementação da UHE Balbina (lacuna de dados de 10/1987 a 12/1990) (dados: Agência Nacional de Águas–ANA). As variações do nível da água do Rio Uatumã são comparadas com o regime do Rio Negro (Porto de Manaus; curva cinza) para destacar as alterações causadas pela construção e operação da barragem em comparação com o período pré-barragem que mostra uma alta correlação entre os regimes hidrológicos dos dois rios (R^2=0,52).

Capítulo 4

Wolfgang J. Junk

Condições físico-químicas da água na várzea da Amazônia Central

4.1 Introdução

O clima, a hidrologia, e as características físicas e químicas da água e dos solos são os principais fatores que determinam a composição florística da vegetação e a produção primária nos ecossistemas aquáticos e terrestres nas áreas alagáveis. A vegetação determina a qualidade, quantidade e disponibilidade da fitomassa e, com isso, a produção secundária. Estes fatores também determinam o uso das áreas alagáveis pelo homem.

Neste capítulo, aspectos químicos e físicos da água da várzea amazônica são discutidos e comparados com dados de corpos de água adjacentes, principalmente com o Rio Negro e os igarapés da terra-firme. A classificação das águas amazônicas, que se baseia nos trabalhos pioneiros de Sioli (1950, 1975), recentemente foi discutida e ampliada por Rios-Villamizar (2013), que analisou os dados disponíveis até 2013. Ênfase é dada aos nutrientes, que são importantes para a produtividade natural (Forsberg et al. 1988, Furch & Junk 1997a, b, Melack & Forsberg 2001, Melack et al. 2009). Discute-se também como a vegetação interage com a química da água, mostrando a importância da Zona de Transição Aquática e Terrestre (ATTZ) para o ciclo de carbono e dos nutrientes. Ênfase é dada também para o ciclo de nitrogênio (Kern & Darwich 1997, Kern et al. 2010). O impacto da entrada de água subterrânea para a composição química da água em lagos de várzea é demonstrado no exemplo do Lago Camaleão, um lago na Ilha de Marchantaria, perto de Manaus. Dr. Karin Furch, que contribuiu com seus trabalhos substancialmente para o conhecimento dos processos químicos nas várzeas, faleceu em junho de 2004.

4.2 Classificação das águas amazônicas

A composição química da água e dos solos depende da composição química das formações rochosas originais e da absorção e liberação das substâncias químicas pelas plantas. A diferente qualidade das águas amazônicas é documentada pela sua coloração e indicada por nomes como Rio Negro, Rio Preto, Rio Branco, Rio Claro, Rio Verde etc. Sioli (1950) relacionou as cores das águas dos rios às condições específicas geológicas de suas áreas de captação e estabeleceu três tipos de água, de acor-

do com sua coloração, quantidade de material em suspensão, pH e a quantidade de minerais dissolvidos, indicada pela condutividade elétrica.

Rios de água-branca são turvos, têm uma cor branca/acinzentada por causa da alta carga de sedimentos em suspensão. Eles são relativamente ricos em sais minerais dissolvidos e têm um valor de pH perto de neutro (pH 6-7). A quantidade de metais alcalino-terrosos (cálcio [Ca] e magnésio [Mg]) é superior àquela dos metais alcalinos (sódio [Na], e potássio [K]). O ânion predominante é o bicarbonato. Os sedimentos vêm da erosão dos Andes e da região pré-andina. Água e sedimentos são relativamente férteis. As áreas alagáveis destes rios são chamadas várzeas.

Rios de água-preta têm água transparente, de uma cor escura, por causa da alta concentração de ácidos húmicos dissolvidos. Estas substâncias são formadas em áreas de areia branca (podosols), que ocorrem em pequenas manchas em toda a Amazônia, porém em áreas maiores na Bacia do Rio Negro. A água é ácida e a quantidade de sais minerais dissolvidos é pequena. A quantidade de metais alcalino-terrosos é inferior àquela dos metais alcalinos. Os ânions predominantes são sulfatos e cloretos. Água e solos são de baixa fertilidade. As áreas alagáveis destes rios são chamadas igapós.

Rios de água-clara nascem em áreas de pouca erosão, principalmente nos Escudos Arcaicos das Guianas e do Brasil Central. Estas águas são transparentes e podem parecer esverdeadas. O pH varia entre ácido e neutro, em dependência da geologia da área de captação. A quantidade de sais minerais dissolvidos é de baixa a média. A relação entre metais alcalino-terrosos e metais alcalinos é variável. A fertilidade da água e dos solos é variável, porém mais baixa do que nas várzeas.

Quando Sioli elaborou a classificação dos rios, ele não tinha à disposição as informações geológicas que existem hoje, e ele não teve acesso a muitos rios. Até hoje, há muitos rios de tamanho médio sem análises químicas de água. Nós sabemos agora que a composição química de água dos rios e igarapés varia muito mais do que Sioli imaginava. Muitos rios têm águas mistas, porque eles têm tributários com qualidade de água diferente. Mesmo assim, a classificação simplificada de Sioli continua valiosa para considerações científicas e de manejo geral. Uma síntese do grande número de estudos e dados hidroquímicos encontra-se em Rios-Villamizar (2013).

4.3 Concentração de sais minerais e nutrientes nas águas amazônicas

A quantidade de sais minerais dissolvidos nos diferentes tipos de água, indicada pela condutividade elétrica e a participação dos cátions principais, em comparação com o valor médio mundial, é apresentada na Figura 4.1. A figura mostra que até a água do Solimões-Amazonas é relativamente pobre em sais minerais, contendo, perto de Manaus, somente um terço do valor médio mundial. A participação percentual dos cátions principais da água-branca corresponde àquela do valor médio mundial, com altas percentagens de metais alcalino-terrosos, enquanto os outros tipos de água mostram altos percentuais de metais alcalinos.

A Tabela 4.1 mostra que a água-branca do Solimões-Amazonas contém maiores quantidades dos nutrientes essen-

ciais nitrato (NO^3) e ortofosfato (PO^4), do que a água do Rio Negro e a água dos igarapés da terra-firme (TF). Estes nutrientes estimulam o crescimento das algas e macrófitas aquáticas na várzea durante as enchentes e cheias.

Dentro das áreas alagáveis, a água dos rios e igarapés está sujeita a fortes modificações químicas. Nutrientes são absorvidos e reciclados pelas plantas, o ciclo de nitrogênio é influenciado por processos de nitrificação e denitrificação, os solos absorvem e devolvem substâncias, e infiltração de água subterrânea e água de chuva influenciam a concentração das substâncias dissolvidas. Estes processos têm maiores dimensões na várzea, por causa da maior produção e decomposição da matéria orgânica na fase aquática e terrestre, do que nos igapós.

Estudos sobre a produção primária de fitoplâncton mostram que os lagos de várzea se comportam de uma maneira diferenciada, em dependência de sua forma,

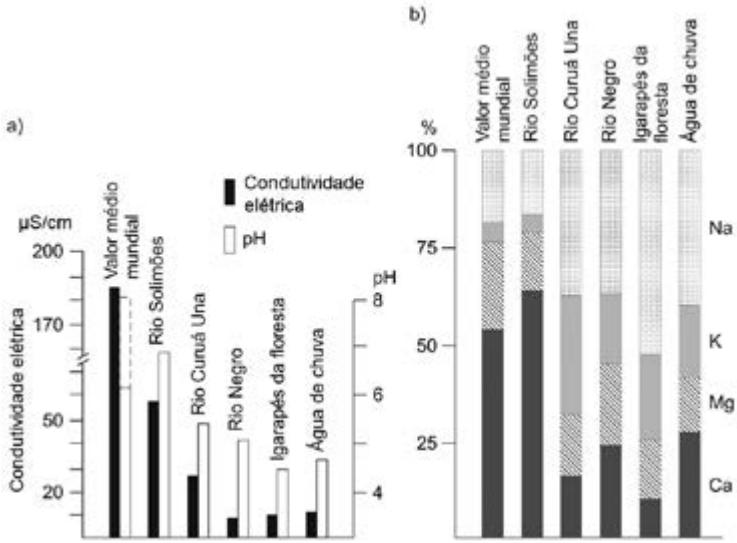


Figura 4.1: (a) Condutividade elétrica (20 °C), valor de pH e (b) distribuição de metais alcalinos e alcalino-terrosos na água de rios e igarapés amazônicos em comparação com a água de chuva perto de Manaus e o valor médio mundial (Furch & Junk 1997a).

Tabela 4.1: Concentração média e variabilidade de nutrientes em diferentes tipos de águas na Amazônia Central (TF=terra-firme).

	PO_4	NH_4	NO_3	Ca
Solimões	0,75 0,37-0,82	3,9 0,5-5,3	10,1 3,4-11,7	419 361-489
Rio Negro	0,17 0,07-0,18	2,6 1,0-2,7	2,5 2,4-3,3	14 11,1-18,8
Igarapé TF	0,11 0,03-0,22	1,2 0,7-1,8	5,5 0,3-11,5	2,8 1,5-3,9
Água de chuva	0,14 0,05-0,60	8,1 0,5-16,1	3,7 0,3-6,7	3,6 0,5-8,6

seu tamanho, sua exposição ao vento, e a conectividade com o Solimões-Amazonas e outros tributários da terra-firme. Fisher & Parsley (1979) observaram no começo da enchente uma floração de algas na zona de mistura das águas do Solimões com a água do Lago Janauacá. Schmidt (1973) não encontrou evidência para uma reação forte de fitoplâncton para adições de fósforo e nitrogênio na água do Lago Castanho. Setaro & Melack (1984) e Melack & Fisher (1990) estudaram a produção de fitoplâncton no Lago Calado e concluíram que fósforo estava limitando a produção durante a enchente e cheia, e nitrogênio durante a vazante e seca.

4.4 O impacto das plantas para a composição química das águas nas várzeas

Durante o seu crescimento, plantas absorvem sais minerais do solo, respectivamente do sedimento e/ou da água. A Tabela 4.2 mostra a composição química de plantas herbáceas da várzea. Quando as plantas se decompõem, elas liberam os sais minerais para o meio ambiente. Quanto maior a biomassa, tanto maior é a quantidade de sais minerais reciclados. Em áreas alagáveis, este processo ocorre tanto na fase aquática, quanto na fase terrestre. Plantas terrestres absorvem nutrientes dos sedimentos, estocam-nos nos seus tecidos e liberam-nos na água, quando elas morrem e se decompõem durante a enchente e cheia. Plantas aquáticas absorvem nutrientes da água e dos sedimentos (quando enraizadas), e liberam-nos ao sedimento durante a seca, quando elas morrem por falta de água.

Os primeiros experimentos de decomposição de plantas herbáceas em sito na água, em sacos de decomposição de tela de plástico com tamanho de malha de 2 mm, mostraram que estes processos são muito dinâmicos. Em

Tabela 4.2: Concentrações médias e gama de elementos, H_2O, cinzas, proteínas brutas, polifenóis, paredes celulares e conteúdo energético total de 8 espécies de capins e ciperáceas e de 16 espécies de outras plantas herbáceas crescendo na fase aquática na várzea (Howard-Williams & Junk 1977).

Componentes		Capins e ciperáceas		Plantas herbáceas	
		média	gama	média	gama
N	% peso seco (p. s.)	1,74	1,20-3,40	2,26	0,85-3,56
P	% p. s.	0,14	0,10-0,16	0,23	0,08-0,47
K	% p. s.	2,61	1,66-3,33	3,58	1,78-5,69
Ca	% p. s.	0,22	0,15-0,29	1,24	0,21-4,28
Mg	% p. s.	0,16	0,09-0,23	0,36	0,11-0,79
Na	% p. s.	0,03	0,02-0,07	0,55	0,03-1,66
Si	% p. s.	2,62	1,17-3,72	0,99	0,13-2,84
H_2O	%	81,0	69,7-86,1	91,3	81,4-95,9
Mat. Org.	% p. s.	88,5	26,2-91,9	83,6	71,3-92,1
Cinzas	% p. s.	11,53	8,1-13,8	16,36	7,9-28,7
Prot. brut.	% p. s.	10,87	7,5-21,3	14,9	5,3-22,2
Polifenóis	Unid./g p. s.	1,87	0,6-4,2	2,67	0,4-10,9
Energ. tot.	MJ/kg p. s.	16,77	15,95-17,96	16,30	13,23-18,71

duas semanas, entre 30 e 55% da biomassa foi perdida (Figura 4.2). Na fase terrestre, este processo dependia da chuva. Experimentos mostraram que a velocidade da perda dependia da exposição do material à água. A perda era muito grande para os bioelementos K, Mg, Ca, N e P (Furch & Junk 1997b).

Este resultado foi comprovado em experimentos, expondo material orgânico do capim *Echinochloa polystachya* em tanques com água. Durante a decomposição da matéria orgânica, indicada pela perda de biomassa, a concentração de oxigênio caiu para zero, enquanto a condutividade elétrica e o pH subiram rapidamente (Figura 4.3). A maior parte dos bioelementos K, Mg, Ca, N, e P foi liberada durante a primeira semana na água (Figuras 4.4). Somente sílica foi liberada durante o experimento inteiro, porque este elemento faz parte das paredes celulares, cuja destruição pelos microrganismos é lenta.

A decomposição de folhas de árvores da várzea e do igapó mostrou tendências similares, porém a velocidade de decomposição variou muito, em dependência da textura das folhas. Depois de 10 semanas, as folhas de *Cecropia latiloba* e *Salix martiana* perderam 85% e 75% de matéria seca, enquanto *Pseudobombax munguba* perdeu somente 45%. As folhas de *Aldina latifolia*, uma espécie do igapó, se mostraram muito mais resistentes aos processos de decomposição e perderam somente 10% (Furch et al. 1989). Os experimentos mostram que a influência da vegetação depende de sua biomassa, e a biomassa está correlacionada, até certo ponto, com a relação entre o tamanho do lago e a sua ATTZ.

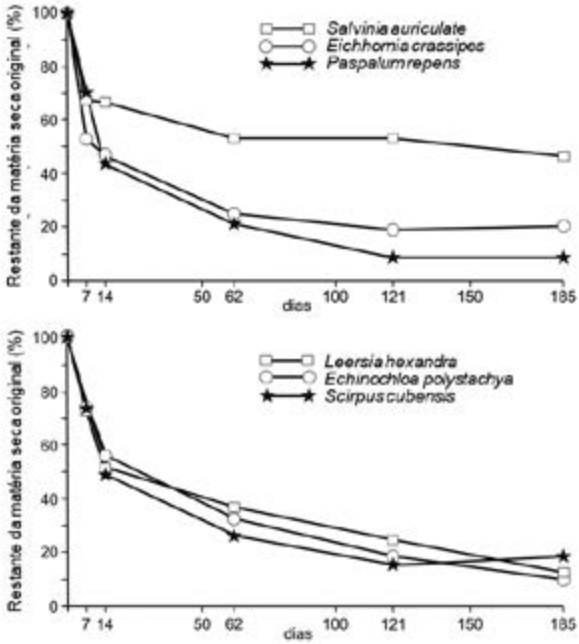


Figura 4.2: Perda de matéria seca de seis espécies de macrófitas aquáticas durante a decomposição em campo, em uma comunidade flutuante de *Paspalum repens*. Cada ponto representa o valor médio de três sacos de decomposição (Howard-Williams & Junk 1976).

Estudos de campo no Lago Camaleão comprovam esta hipótese. O Lago Camaleão, na Ilha de Marchantaria, próximo a Manaus, é um lago de várzea estreito e alongado. Durante a enchente e cheia, o lago recebeu água do Solimões, e a composição química da água foi similar àquela do rio. A exceção foi o nitrato, que foi mais alto na água do rio, indicando-o como fonte importante para este nutriente. Na vazante, a água do lago voltou para o rio. Durante a seca, a bacia do lago secou, com a exceção de alguns poços de cerca de 1 ha de superfície e de 50–100 cm de profundidade. Durante o período de isolamento, a composição química da água dos poços mudou dramaticamente. A condutividade elétrica aumentou de cerca de 60 µS/cm para cerca de 1.100 µS/cm. Aumentaram também as concentrações de Na, K, Mg, Ca, SO_4, NH_4 e, perto do fundo, também o PO_4 (Figura 4.5). No começo da enchente, a água do Solimões entrou de novo no lago e logo dominou a sua composição química.

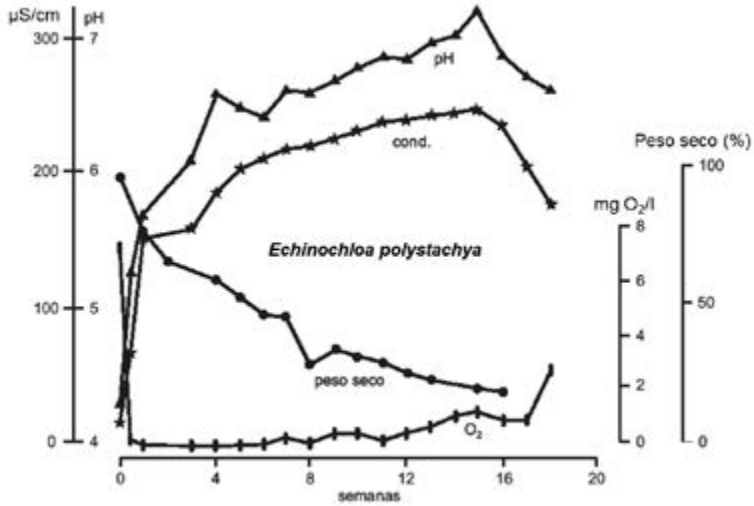


Figura 4.3: Perda de matéria seca e mudanças de pH, condutividade elétrica, e concentração de oxigênio durante a decomposição de matéria fresca de *Echinochloa polystachya* (4 kg de matéria fresca, correspondendo a 1,044 kg matéria seca, exposto em 700 l de água) (Furch & Junk 1997b).

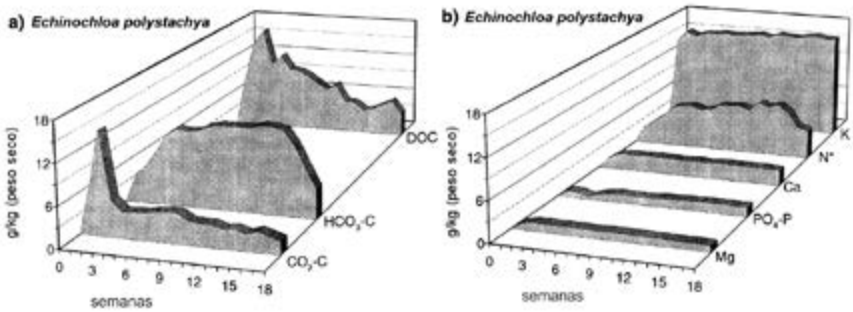


Figura 4.4: (a) Liberação na água das frações dissolvidas de carbono (b) e dos nutrientes Mg, Ca, K, N e PO_4-P durante a decomposição da biomassa fresca de *Echinochloa polystachya* (4 kg de matéria fresca, correspondendo a 1,044 kg matéria seca, exposto em 700 l de água) (Furch & Junk 1997b).

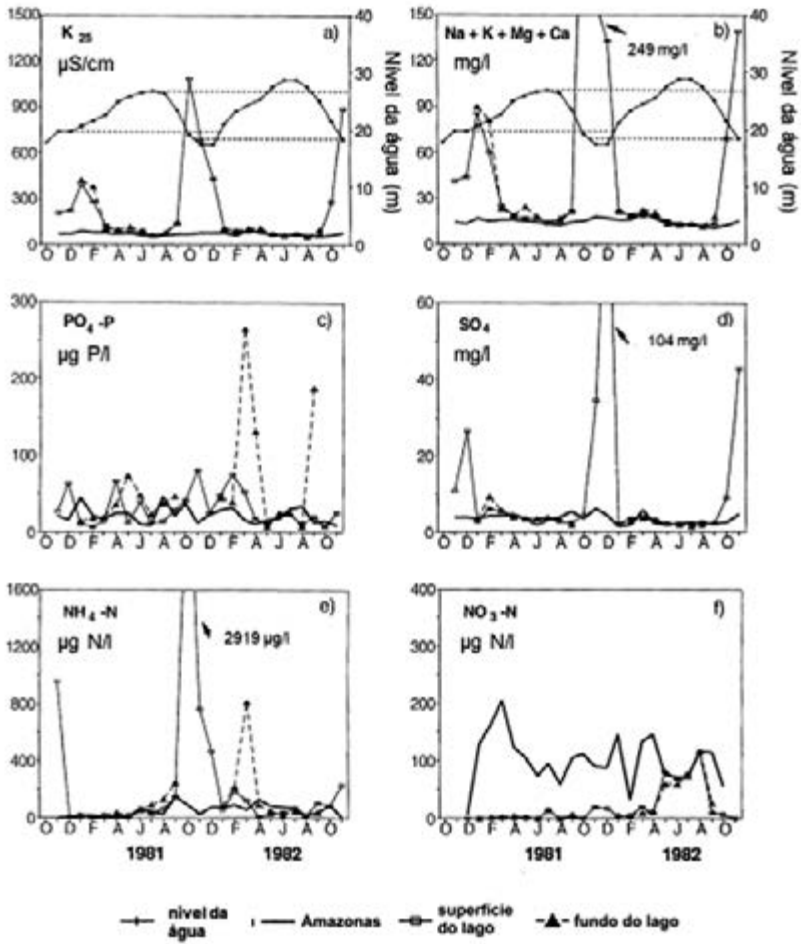


Figura 4.5: Flutuação do nível da água do Rio Solimões e valores mensais da condutividade elétrica (25 ºC, K25), cátions maiores (soma de Na, K, Ca e Mg) e o conteúdo dos nutrientes dissolvidos (NH_4, SO_4, PO_4 e NO_3) no canal principal do Rio Solimões e no Lago Camaleão (superfície e fundo), no período de novembro de 1980 até novembro de 1982 (Furch & Junk 1993).

A quantidade de nutrientes estocados em 1 kg/m^2 de matéria orgânica e liberados depois de 4 meses de inundação está mostrada na Tabela 4.3a. As quantidades de nutrientes estocadas e liberadas em um lago de várzea hipotético são indicadas na Tabela 4.3b. Pormenores são indicados na legenda da tabela.

Os dados mostram que a água e os sedimentos do Solimões são fontes importantíssimas para o balanço de nutrientes. Porém, o estoque dos nutrientes dos sedimentos só pode ser usado pelas plantas enraizadas. A decomposição da matéria orgânica libera muitos nutrientes, porém somente para o potássio a quantidade é suficiente para explicar o seu pico na água do Lago Camaleão durante a seca. Para explicar os picos de Na, Ca, e Mg, uma outra fonte seria necessária. Estudos adicionais mostraram que estes elementos entraram no lago durante a vazante e seca pela infiltração

Tabela 4.3a: Composição química de diferentes fontes de bioelementos na várzea. As quantidades de bioelementos dissolvidos liberados na água de 1 kg de matéria seca de plantas corresponde a um período de decomposição de 4 meses (Furch & Junk 1997a).

Bioelementos	Na	K	Ca	Mg	N	P
Água Solimões (g/4 m^3)	11,96	3,48	38,88	5,40	0,62*	0,104**
Camada de sedimentos (g/m^2)	36-45	86-98	43-46	41-46	4-15	3-4
Serrapilheira fresca (g/m^2)	0,10	2,29	9,85	1,60	7,16	0,54
Liberado (g/m^2)	0,06	1,81	5,64	1,02	1,98*	0,33**
Madeira fresca (g/m^2)	0,07	3,95	1,95	0,87	2,85	0,49
Liberado (g/m^2)	0,04	2,40	0,44	0,41	0,51*	0,18**
Herbáceas anuais frescas (g/m^2)	0,04	8,86	2,08	0,97	7,56	1,01
Liberado (g/m^2)	0,04	7,49	1,95	0,74	2,42*	0,61**
Herbáceas peso fresco (g/m^2)	0,21	22,24	5,20	2,42	7,56	2,54
Liberado (g/m^2)	0,18	18,72	4,88	1,85	6,06*	1,52**

Profundidade do lago 4 m, período de inundação 4 meses, introdução de sedimentos 4,5 kg/m^2, correspondendo a uma camada de 3 mm, introdução de serrapilheira 530 g/m^2, correspondendo a 50% da serrapilheira anual, introdução de madeira morta 600 g/m^2, introdução de plantas herbáceas anuais terrestres 600 g/m^2, introdução de plantas perenes terrestres 1500 g/m^2.

Tabela 4.3b: Quantidades de bioelementos estocados por metro quadrado (g/m^2) em um lago de várzea hipotético (dados: Furch et al. (1989), Furch (1997), Furch & Klinge (1989 e dados não publicados), Furch & Junk (1992); Sed. Susp.=Sedimentos em suspensão).

Bioelementos	Na	K	Ca	Mg	N	P
Água Solimões (mg/kg)	2,99	0,87	9,72	1,35	0,16*	0,03**
Sedimentos suspensos (g/kg)	8-10	19-22	9-10	9-10	1-3	0,7-0,8
Serrapilheira fresca (g/kg)	0,18	4,33	18,58	3,02	13,50	1,02
Liberado (g/kg)	0,12	3,41	10,65	1,93	3,73*	0,62**
Madeira fresca (g kg)	0,11	6,59	3,25	1,45	4,75	0,82
Liberado (g/kg)	0,06	4,00	0,73	0,68	0,85*	0,30**
Herbáceas frescas (g/kg)	0,07	14,76	3,47	1,61	12,60	1,69
Liberado (g/kg)	0,06	12,48	3,25	1,23	4,04*	1,10**

*Nitrogênio inorgânico dissolvido (soma de NH_4-N, NO_3-N, NO_2-N), ** PO_4-P.

da água intersticial dos sedimentos adjacentes (Weber 1997, Cullmann et al. 2006). Alguns anos depois, o Solimões fechou a boca do Lago Camaleão por um banco de sedimentos. O tamanho do lago e a sua profundidade aumentaram e a ATTZ e a infiltração da água intersticial diminuíram. Medidas de condutividade elétrica mostraram que o pico dos sais minerais durante a seca desapareceu.

4.5 O ciclo de nitrogênio na várzea

Nitrogênio é um dos macronutrientes mais importantes para todos os organismos. O ar contém 78% de nitrogênio em forma molecular N_2, porém este enorme recurso não está acessível para a grande maioria dos organismos, porque na forma molecular o nitrogênio

não reage quimicamente. A molécula N_2 pode ser modificada na atmosfera pela energia de raios e formar óxidos de nitrogênio. Na biosfera, N_2 é transformada pela atividade bacteriana em componentes úteis para as plantas. Estes processos de fixação bacteriana de nitrogênio são contrabalançados por processos de denitrificação, que transformam os componentes nitrogenados de novo em moléculas de N_2. Em áreas alagáveis, a situação é muito complicada, porque os processos de nitrificação é denitrificação ocorrem na fase aquática e terrestre em diferentes formas, velocidade e intensidade.

A quantidade de nitrogênio na várzea depende (1) da deposição úmida e seca pela atmosfera, resultando da atividade dos raios, mas também de emissões antropogênicas e biogênicas, (2) da entrada pela água do Rio Solimões-Amazonas, (3) da fixação de nitrogênio por algumas bactérias procarióticas e cianobactérias, e (4) da fixação de nitrogênio por plantas superiores. O ciclo de nitrogênio é apresentado na Figura 4.6.

Para avaliar a disponibilidade do nitrogênio na várzea, é necessário quantificar o ciclo de nitrogênio. Quase todo o nitrogênio que é introduzido no Lago Camaleão e na ATTZ inundada durante a enchente, vem em forma de nitrato do Rio Amazonas. A deposição atmosférica varia na Amazônia entre 2 e 5 kg/ha/ano. A fixação de nitrogênio ocorre principalmente pelo perifiton no sistema radicular das macrófitas aquáticas. O crescimento do perifiton depende da luz. Por isso, comunidades de macrófitas menos densas, por exemplo, de canarana (*Echinochloa polystachya*), favorecem a nitrificação. Quando a água desce, fixação de nitrogênio ocorre também nos bancos de sedimentos expostos, sem cobertura vegetal, por bactérias fotoautotróficas. Uma fixação adicional ocorre pela simbiose de bactérias com leguminosas, por exemplo, na herbácea aquática *Aeschynomene rudis*. A fixação na simbiose com *Azolla* também ocorre, mas é pequena. Na água do Lago Camaleão, nitrogênio ocorre principalmente em

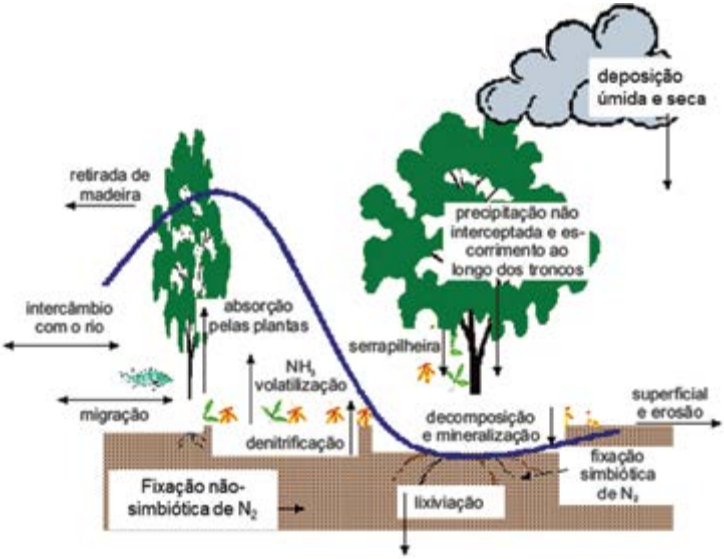


Figura 4.6: Fluxos de nitrogênio entre o rio e a várzea e os ciclos internos de nitrogênio em florestas de várzea.

forma de nitrogênio orgânico e amônia (NH_4). Denitrificação de NH_4 ocorreu nos sedimentos na presença de NO_3-, uma situação que aconteceu quando o Solimões-Amazonas introduziu nitrato na enchente. Durante a fase terrestre, denitrificação ocorre também nos sedimentos expostos, principalmente na presença de material orgânico em decomposição. Quando a água do rio desce, nitrogênio é exportado para o Solimões-Amazonas. O balanço total para o Lago Camaleão e a ATTZ não-florestada mostra que o sistema acumulou no período de estudo cerca de 0,8 t de nitrogênio, correspondendo a 8,2% da quantidade total introduzida (Tabela 4.4, Figura 4.7).

A floresta da várzea da Ilha de Marchantaria é dominada por leguminosas. Elas representam 24 de um total de 44 espécies lenhosas na área de estudo, com uma densidade média de 68 indivíduos por hectare. Estudos preliminares mostram uma alta diversidade genética dos rizóbios de nodulação, indicando alta adaptação das bactérias às condições específicas na ATTZ da várzea. A fixação não-simbiótica é restrita à fase terrestre, enquanto a fixação na rizosfera das leguminosas continua durante o ano inteiro.

O balanço de nitrogênio é apresentado na Tabela 4.5 (Kern et al. 2010). A fixação de nitrogênio pelas árvores contribui com cerca da metade da importação para a floresta, enquanto a introdução pelo rio só contribui com um quarto. A denitrificação representa mais do que a metade da perda. O balanço é positivo, mostrando o efeito

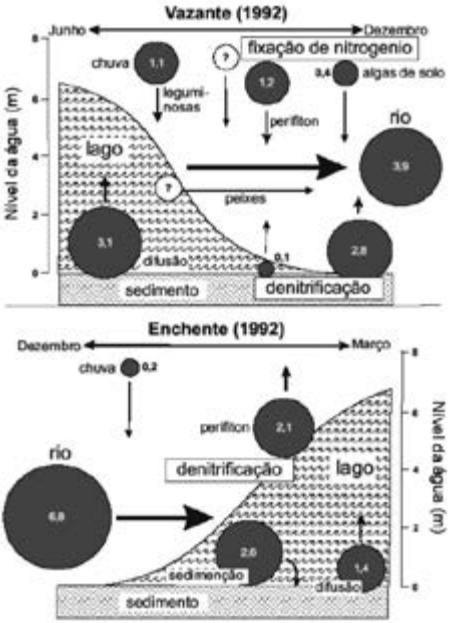


Figura 4.7: Importação e exportação de nitrogênio (toneladas por 650 ha) no Lago Camaleão durante o período de estudo, de 02/06/1992 até 14/03/1993 (Kern & Darwich 1997).

Tabela 4.4: Fluxo de nitrogênio na bacia do Lago Camaleão em uma área de 650 ha. O balanço foi calculado para o período de 02/06/1992 até 14/03/1993 (Kern & Darwich 1997).

	Importação		Exportação		Soma
	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)
Fluxo de água pelo rio	6,8	70,1	3,9	43,8	2,9
Chuva	1,3	13,4			1,3
N_2 fixação	1,6	16,5			1,6
Denitrificação			5,0	56,2	-5,0
Fluxo total de nitrogênio	9,7	100,0	8,9	100,0	0,8

Tabela 4.5: Importação e exportação de nitrogênio da floresta de várzea na Ilha de Marchantaria (Kern et al. 2010).

Importação pela floresta	(kg/ha/ano)	(%)
N-fixação simbiótica	12,9-16,1	48-54
N-fixação não-simbiótica	4,1	12-17
N-deposição seca e úmida	2,6	8-11
Intercâmbio com o rio	4,4-10,5	18-32
N-importação total	24,0-33,3	
Exportação da floresta		
Denitrificação	12,5	56-63
Lixiviação	1,2-3,8	6-17
Intercâmbio com o rio	6,0	27-30
N-exportação total	19,7-22,3	

de adubação natural da floresta alagável para o balanço total do nitrogênio da ATTZ. Como foi mostrado nas análises do solo e da água, nitrogênio pode ser um fator limitante para a produção primária na várzea. A quantificação do ciclo de nitrogênio, porém, demonstra que o sistema tem mecanismos biológicos que superam esta deficiência, pelo balanço positivo entre nitrificação e denitrificação, e que as leguminosas na floresta de várzea têm um papel importantíssimo para este balanço. Além disso, o balanço mostra a sustentabilidade de manejo da floresta enriquecida com leguminosas em termos de estoques de nitrogênio na várzea.

4.6 Discussão

A composição química da água na várzea depende primeiramente da composição química da água do Solimões -Amazonas. A quantidade introduzida pela chuva é negligenciável. Esta água é relativamente rica em sais minerais, nutrientes e sedimentos férteis em suspensão. Porém, quando a água passa da calha do Solimões para dentro da planície, ela está sujeita a múltiplas modificações. A diluição pela água de chuva e a concentração de substâncias dissolvidas pela evapotranspiração são modificações de menor porte, que até certo ponto se equilibram. De importância considerável, porém de impacto local e temporário, podem ser as modificações provocadas pela entrada de água intersticial, o que ocorre principalmente durante a vazante e seca, como foi demonstrado no Lago Camaleão.

O maior impacto, porém, resulta da absorção e liberação de bioelementos pela vegetação na ATTZ. Algas têm ciclos de vida curtos e absorvem e liberam nutrientes em poucos dias. Porém, com um valor médio de cerca de 38 kg/ha de matéria seca (Capítulo 1), a sua biomassa é relativamente pequena. A sua produção anual chega a cerca de 6 t/ha de matéria seca, um valor relativamente pequeno em comparação com comunidades de plantas superiores, porém de altíssima importância, por causa da qualidade nutritiva nas redes alimentares dos organismos aquáticos na várzea.

Sem dúvida alguma, de maior importância para os ciclos internos de nutrientes são as plantas superiores. A floresta da várzea produz uma biomassa seca de até 30 t/ha/ano, e as plantas herbáceas perenes chegam a valores até cerca de 80-100 t/ha/ano de matéria seca. Para conseguir estes valores altos, as plantas superiores usam tanto os nutrientes dissolvidos na água, como também os nutrientes estocados nos sedimentos, que elas absorvem pelas raízes e liberam durante a decomposição. Parte deste material é produzida por macrófitas aquáticas na fase aquática e reciclada na fase terrestre, enquanto outra parte é produzida por plantas terrestres na fase terrestre e reciclada na fase aquática. Estes ciclos internos, que movimen-

tam grandes quantidades de nutrientes entre a fase aquática e a fase terrestre, são a base para a alta produtividade da várzea. A transformação da várzea em um sistema permanentemente aquático ou permanentemente terrestre iria interromper estes ciclos e iria dramaticamente reduzir a produtividade do sistema.

De importância fundamental para o balanço de nutrientes é o complexo ciclo de nitrogênio. Como foi demonstrado por vários autores, nitrogênio pode ser em certas circunstâncias o fator limitante para a produção de fitoplâncton. O balanço total para o Lago Camaleão e a ATTZ não-florestada mostra que o sistema acumulou no período de estudo cerca de 0,8 t de nitrogênio, correspondendo a 8,2% da quantidade total introduzida. O balanço positivo da fixação de nitrogênio da floresta de várzea mostra o efeito de adubação natural para a ATTZ.

Capítulo 5

Wolfgang J. Junk

Condições físico-químicas dos solos na várzea da Amazônia Central

5.1 Introdução

O clima, a hidrologia, e as características físicas e químicas da água e dos solos são os principais fatores que determinam a composição florística da vegetação e a produção primária nos ecossistemas aquáticos e terrestres nas áreas alagáveis. A vegetação determina a qualidade, quantidade, e disponibilidade da fitomassa e com isso a produção secundária. Estes fatores também determinam o uso das áreas alagáveis pelo homem. Neste capítulo, aspectos químicos e físicos dos solos da várzea amazônica são discutidos e comparados com dados de ecossistemas adjacentes de igapó e de terra-firme e também de solos de regiões temperadas. Ênfase é dada aos nutrientes, que são importantes para a produtividade natural e as opções de manejo pela silvicultura, produção agrária, pesca, e criação de gado e búfalo. O capítulo baseia-se principalmente nos trabalhos de revisão de Furch (1997, 2000), Furch & Junk (1997a,b), Kern & Darwich (1997) e Kern et al. (2010). Dr. Karin Furch faleceu em junho de 2004.

5.2 Caracterização química geral dos diferentes tipos de solos amazônicos

A composição química da água e dos solos depende da composição química das formações rochosas originais e da absorção e liberação das substâncias químicas pelas plantas (Figura 5.1). A grande maioria dos solos da região amazônica é considerada pobre em nutrientes, sustentando uma baixa produtividade natural (Sioli 1954b, 1969, 1975, Irion 1978, Cochrane & Sanchez 1982, Fearnside 1985, Singer & Aguiar 1986, Furch & Klinge 1989, Furch 1997). Isso se deve a sua origem geológica antiga, que resultou em avançada decomposição mineral. Os solos são ricos em caulinita de baixa fertilidade e baixa capacidade de troca de íons, empobrecidos pela lixiviação permanente de nutrientes pelas chuvas tropicais. As principais limitações dos solos são a baixa capacidade de substituição catiônica, elevada acidez, altas concentrações de Al ou mesmo toxicidade de Al, e a ampla deficiência dos nutrientes N, P, K,

S, Ca, Mg, assim como a falta ocasional de alguns elementos traços essenciais, ou mesmo a combinação de todos estes fatores (Cochrane & Sanchez 1982).

Os solos de várzea recente são mais férteis, porque eles são provenientes da carga em suspensão do Rio Amazonas, que contém montmorilonita com alta capacidade de intercâmbio de íons e ilita, que libera potássio durante a decomposição. Estes minerais são trazidos dos Andes e das áreas pré-andinas e são depositados em camadas finas de poucos milímetros durante as enchentes anuais na várzea.

Na sequência, os resultados de estudos em quatro sítios amostrais são apresentados, todos perto de Manaus: Várzea da Ilha de Marchantaria, igapó do Tarumã-mirim, paleovárzea ou várzea pleistocênica da Praia Grande, e terra-firme da Reserva Ducke. Pormenores metodológicos são indicados em Furch (1997, 2000). A paleovárzea ou várzea pleistocênica da Praia Grande é coberta por uma formação florestal dominada por componentes de igapó, indicando o grande empobrecimento dos sedimentos dessa paleovárzea.

A variabilidade dos parâmetros de solos na várzea é relativamente grande, por causa da variabilidade da composição granulométrica e da posição dos solos no gradiente de inundação. A Tabela 5.1 mostra as diferenças nas concentrações de alguns parâmetros solúveis na água em solos inundados por 5-8 meses por ano (solos semiterrestres), sedimentos semiaquáticos inundados por 8-12 meses por ano, e sedimentos aquáticos, permanentemente inundados. Substâncias solúveis na água são de grande interesse, porque elas são facilmente absorvidas pelas plantas. Os valores nos solos semiaquáticos e aquáticos são mais altos do que aqueles de solos semiterrestres. As diferenças nas concentrações totais e dos cátions básicos cambiáveis ao longo do gradiente de inundação são bem menores, como indicado em Furch (1997).

Em respeito aos elementos mais geogênicos (minerais), como o cálcio, o magnésio, potássio, sódio, fósforo, ferro

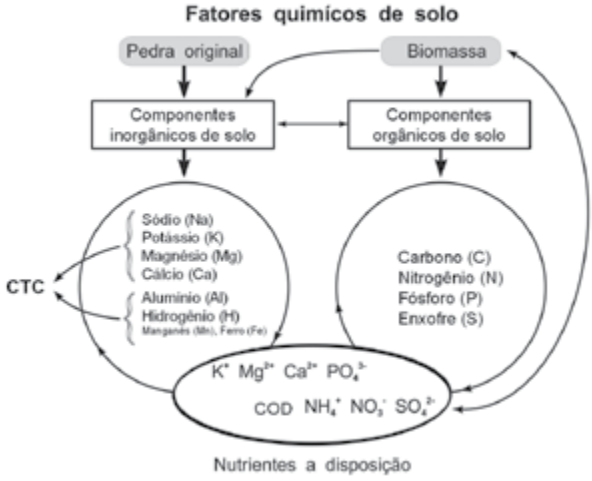


Figura 5.1: Principais fatores químicos de solos e interações entre os componentes inorgânicos e a biomassa (CTC= Capacidade de Troca de Cátions, COD=Carbono Orgânico Dissolvido) (Furch 1997).

Tabela 5.1: Conteúdo médio das concentrações solúveis na água de sódio, potássio, manganês, cálcio, carbono orgânico dissolvido (COD), amônia, nitrato sulfato e fosfato em solos de várzea na Ilha de Marchantaria, expostos por períodos diferentes de inundação anual, e em solos da floresta de igapó do Tarumã-mirim (desvio padrão em parênteses) (Furch 1997).

	Amostragem Profundidade (cm)	Nº de amostras (*n*)	Na	K	Mg	Ca	COD	NH_4-N	NO_3-N	SO_4-S	PO_4-P
Várzea											
Semiterrestre											
Húmico	2-0	8	46,0 (19,3)	51,6 (11,3)	29,3 (16,4)	99,2 (25,7)	691 (645)	35,3 (29,2)	1,02 (1,13)	124 (50)	1,82 (2,37)
Mineral	0-10	8	27,6 (11,5)	17,2 (7,0)	5,5 (4,2)	20,8 (4,2)	78 (50)	3,4 (3,3)	0,87 (0,84)	17,2 (8,0)	0,03 (0,06)
Mineral	10-30	7	23,7 (8,5)	9,0 (5,1)	3,4 (2,6)	11,8 (8,2)	46 (28)	3,6 (7,3)	0,60 (0,48)	8,5 (6,4)	0,21 (0,37)
Semiaquático											
Húmico	0,3-0	8	59,8 (25,5)	52,8 (15,6)	44,8 (30,5)	196 (138)	287 (178)	32,5 (31,1)	3,08 (4,86)	257 (161)	0,16 (0,35)
Mineral	0-10	10	53,6 (30,8)	37,1 (14,9)	33,4 (33,9)	135 (109)	243 (324)	27,7 (41,9)	1,52 (1,98)	206 (188)	0,11 (0,23)
Mineral	10-30	10	39,1 (10,8)	15,2 (5,5)	6,8 (2,6)	24,0 (8,0)	76 (57)	9,4 (9,5)	0,15 (0,12)	22,6 (17,6)	0,32 (0,56)
Aquático mineral	0-20	3	64,6 (27,8)	38,7 (4,3)	37,8 (21,2)	295 (212)	222 (41)	26,9 (4,7)	0,19 (0,24)	248 (88)	0,58 (0,16)
Igapó											
Semiterrestre											
Húmico	2-0	10	11,5 (2,3)	46,1 (12,9)	6,1 (1,9)	3,4 (1,1)	612 (176)	52,0 (21,1)	0,78 (0,31)	14,6 (4,5)	4,49 (2,07)
Mineral	0-10	10	9,2 (2,3)	29,7 (5,9)	4,4 (1,5)	2,6 (1,8)	379 (180)	37,7 (15,1)	0,92 (1,32)	8,8 (8,7)	1,75 (1,04)
Mineral	10-20	2	2,3 (<1)	8,2 (0,8)	2,8 (1,1)	2,6 (2,6)	148 (115)	5,5 (3,0)	3,43 (1,04)	4,4 (3,5)	0,12 (0,16)
Mineral	30-40	2	2,3 (<1)	3,5 (0,4)	1,7 (0,7)	3,4 (2,6)	28 (28)	2,4 (1,7)	3,22 (0,01)	3,5 (0,2)	<0,01 (<0,01)

e manganês, os solos de várzea podem ser classificados como ricos a muito ricos, se comparados aos solos das regiões temperadas (Figura 5.2). O conteúdo de Na, K, Ca, P e Fe apresenta altos valores no espectro dos solos, enquanto o conteúdo de Mg é ainda maior. Somente o conteúdo de Mn apresenta valores médios. Foi observado apenas um leve aumento no conteúdo mineral no perfil do solo, com o aumento da profundidade. O conteúdo dos elementos fortemente envolvidos nos processos biogênicos, tais como carbono e nitrogênio, também é alto, somente o enxofre apresenta valores inferiores. (Figura 5.2). Após várias colheitas de arroz, foi observada uma deficiência de enxofre nos solos de várzea do Projeto Jarí no Baixo Amazonas (Wang et al. 1976 a,b). As camadas superiores do solo (< 10 cm de profundidade) são fortemente enriquecidas com elementos biogênicos, ou seja, com C, N, e S, que diminuem significativamente à medida que a profundidade do solo aumenta.

Em contraste, os solos de igapó e terra-firme mostram níveis muito mais baixos de elementos minerais. A fim de ilustrar as diferenças químicas entre os solos, na Figura 5.3, os conteúdos totais dos elementos nos solos de floresta de igapó e terra-firme são comparados com aqueles dos solos da floresta de várzea. As concentrações dos elementos na várzea são consideradas como $F = 1$ e aquelas dos outros como F-vezes mais ricos ou pobres. As concentrações dos minerais dos solos de várzea, em comparação ao conteúdo nos outros solos, aumentam na ordem Fe < P < Mn. Porém, as maiores discrepâncias são observadas no conteúdo de metais alcalinos e alcalino-terrosos, representando as condições fundamentais para as características básicas do solo (Figura 5.3). Os solos do igapó do Tarumã-mirim, da Praia Grande e da terra-fir-

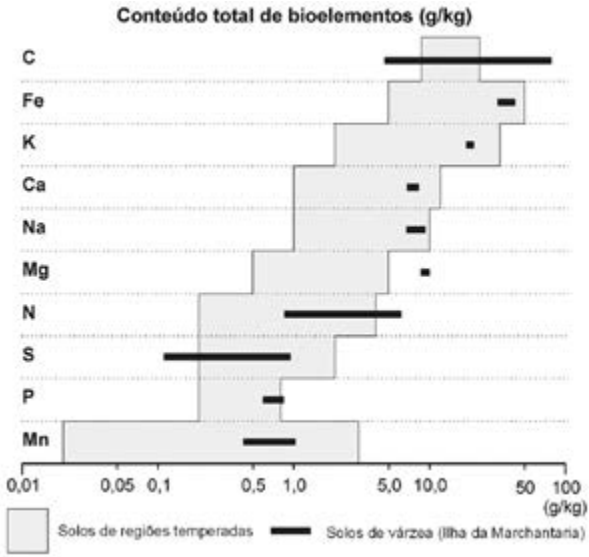


Figura 5.2: Conteúdo total de carbono, ferro, potássio, sódio, magnésio, nitrogênio, enxofre, fósforo e manganês (g/Kg peso seco) nos solos de floresta da várzea da Ilha da Marchantaria (barras negras), comparados com aqueles da região temperada (área sombreada) (Furch 2000). Dados para o conteúdo de biolelementos nos solos da região temperada são oriundos de Baumeister & Ernst (1978) e Schachschabel et al. (1982).

me da Reserva Ducke são muito similares com respeito ao baixo teor de Ca (aproximadamente vinte vezes mais baixo que nos solos de várzea). Porém, eles diferem fortemente na sua concentração de Mg, K e Na. Os solos de terra-firme se apresentam em mais de uma ordem de magnitude mais pobres nestes elementos do que os solos de igapó do Tarumã-mirim (e são 100 vezes mais pobres do que os solos da Ilha da Marchantaria), enquanto que os solos da várzea pleistocênica da Praia Grande exibem teores relativamente altos de K, Mg e em alguns casos Na, que são duas vezes (K) e treze vezes (Na) mais baixos do que os solos de várzea do Holoceno (Figura 5.3). Os conteúdos relativamente altos de Mg e especialmente K caem no espectro médio dos solos das regiões temperadas.

Apesar da carência em elementos minerais, o teor de carbono orgânico, nitrogênio e enxofre dos solos de igapó e terra-firme correspondem muito bem àqueles dos solos de várzea ou são mesmo mais altos (Figura 5.4). Portanto, uma deficiência de N, S, e C não pode ser postulada para estes solos, ou esta deve ser postulada para todos os tipos de solo estudados, incluindo os solos de várzea.

Também com respeito às propriedades de substituições catiônicas e o seu conteúdo disponível, isto é, substituição e/ou extração de nutrientes, os solos de várzea recentes (Ilha da Marchantaria) são caracterizados como bons, no sentido de predizerem alta produtividade para os solos de várzea (Figura 5.4). A alta capacidade de troca de cátions (CTC), com Ca como cátion dominante e valores médios de saturação de Ca entre 64 e 74 mol_c%, uma alta saturação de bases (81-99 mol_c%) e consequentemente baixa saturação de Al (< 1-15

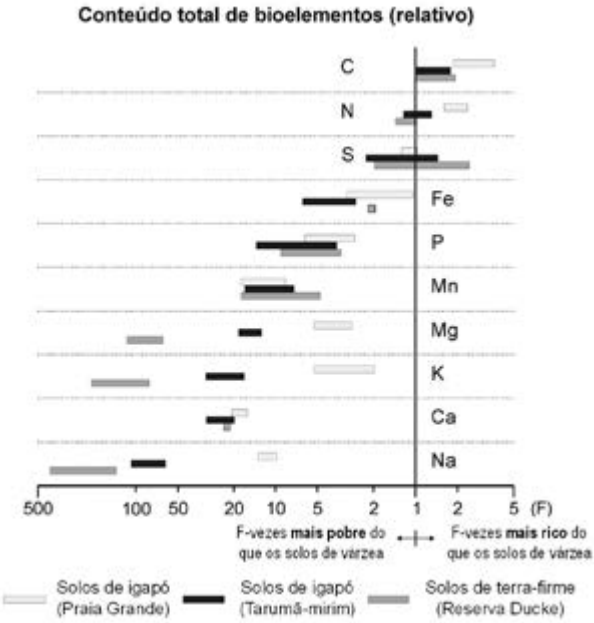


Figura 5.3: Conteúdo total de carbono, nitrogênio, enxofre, ferro, fósforo, manganês magnésio, potássio, cálcio e sódio nos solos de floresta do igapó e terra-firme, apresentados em relação as respectivas concentrações nos solos de floresta da várzea na Ilha da Marchantaria ($F=1$) (Furch 2000). Para maiores explicações ver o texto.

mol_c%), constituem uma boa condição para os solos de várzea (Figura 5.4).

Cochrane & Sanchez (1982) distinguem entre três categorias de fertilidade dos solos. Com base nessa classificação, os solos de várzea da Ilha da Marchantaria não mostram maiores limitações de fertilidade (Figura 5.5). Entretanto, os valores médios de pH estão abaixo de 5, não refletindo a alta alcalinidade e os valores baixos de saturação de Al destes solos (Figura 5.5). Uma vez que baixos valores de pH foram observados nos solos de várzea estudados durante a fase terrestre (Worbes 1986, Ohly 1987, Meyer 1991, Furch 1997), e os altos valores nos solos de várzea expostos a longos períodos de inundação (Furch 1997, Tabela 5.1), sugere-se que o regime de inundação e as condições de redox são importantes fatores no controle das reações químicas dos solos.

Em contraste, os solos de igapó e terra-firme são geralmente caracterizados por baixas concentrações de bases (Figura 5.6). O CTC varia entre 2-6 $cmol_c$/kg nos solos de igapó de Tarumã-mirim, entre 1-6 $cmol_c$/kg nos solos da floresta de terra-firme, entre 12-16 $cmol_c$/kg nos solos da paleovárzea da Praia Grande, e entre 20-26 $cmol_c$/kg nos solos da várzea. Os valores de saturação de Al são muito altos nos três tipos de solo. Entretanto, os valores de pH são só um pouco mais baixos (pH 3,7-4,8) do que aqueles nos solos de várzea recente (pH 4,3-5,3). Com respeito às condições básicas do solo, os solos de igapó e terra-firme caem na categoria de baixa fertilidade; com respeito aos seus valores de saturação de Al, eles são até mesmo tóxicos para as plantas (Conchrane & Sanchez 1982). A posição intermediária dos solos da paleovárzea da Praia Grande, entre

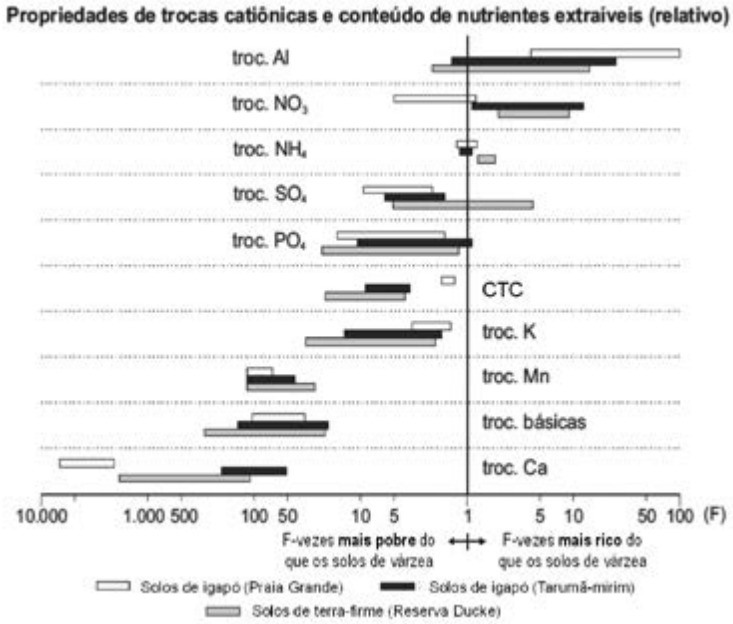


Figura 5.4: Conteúdo de cátions substituíveis (subst.) e nutrientes extraíveis (extr.) na floresta dos solos dos sítios de igapó e terra-firme, em relação às respectivas condições dos solos da floresta de várzea da Ilha da Marchantaria (F=1). Para maiores explicações ver o texto (Furch 2000).

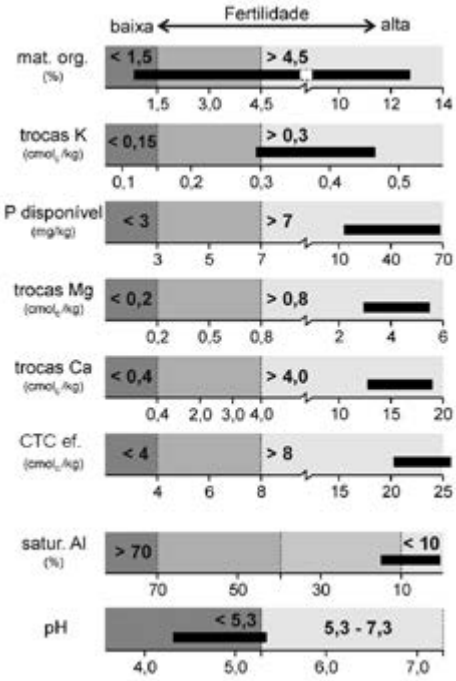


Figura 5.5: Categorias de fertilidade para os solos amazônicos propostas por Cochrane & Sanchez (1982), e a posição dos solos da floresta na várzea da Ilha da Marchantaria (barras negras) (Furch 2000).

várzea recente e solos de igapó (Tarumã-mirim) e de terra-firme (Reserva Ducke), torna-se evidente na comparação do seu conteúdo total de minerais e está também refletida na concentração de bases do solo: Eles exibem baixos valores para a troca de Ca, saturação de bases e os mais altos valores para trocas no potencial ácido e saturação de Al. Entretanto, os altos valores de CTC sugerem que estes solos são derivados dos solos de várzea, onde as trocas de cátions alcalinos são quase que totalmente repostas por cátions ácidos através dos longos e profundos processos de decomposição mineralógica.

5.3 Macronutrientes no solo e na fitomassa da floresta de várzea e igapó

É de conhecimento geral que a floresta amazônica sempre úmida de terra-firme depende da ciclagem eficiente de nutrientes, e que sua retirada pelo desma-

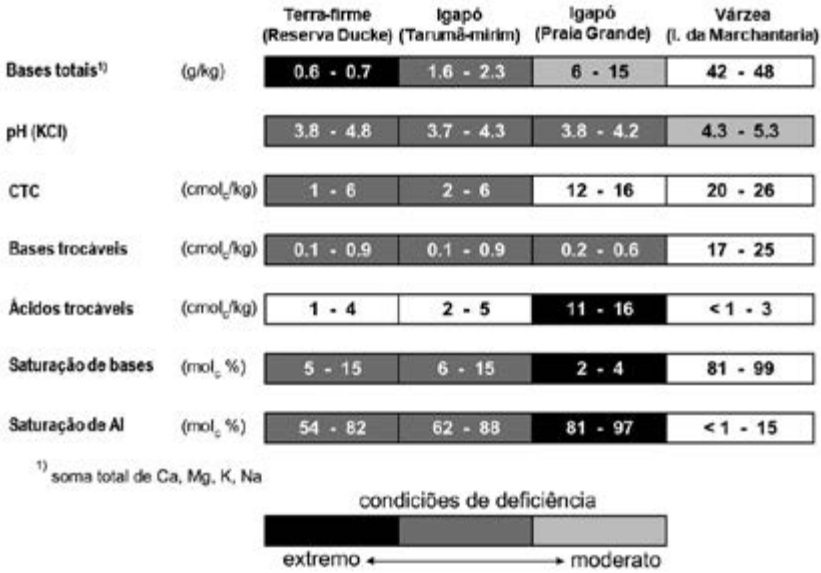


Figura 5.6: Propriedades ácido-básicas de diferentes tipos de solos amazônicos (Furch 2000).

tamento empobrece o ecossistema a um nível que dificulta a produção agrária. Depois de duas ou três colheitas, períodos de pousio de 5-7 anos são necessários para recuperar o estoque perdido. Para analisar a situação na várzea e no igapó, o seguinte balanço foi feito. A quantidade de nutrientes totais foi calculada para os primeiros 30 cm de solo de várzea e igapó, incluindo a camada superficial de húmus, mas excluindo a serrapilheira. Também foi calculado o estoque de nutrientes na floresta, considerando para a várzea uma biomassa seca acima do solo por hectare de 250 t de madeira, 5 t de casca e 10 t de folhas, e para a o igapó 250 t, 5 t e 5 t, respectivamente. A biomassa de folhas do igapó é mais alta, porém a produção de serrapilheira é mais baixa, por causa da maior longevidade das folhas no igapó.

Enquanto as discrepâncias entre os solos de várzea recente e os de igapó e terra-firme com relação aos parâmetros ácido-básicos relacionados são consideradas grandes, as diferenças em relação ao conteúdo e disponibilidade de nitrogênio (NO_3-N e NH_4-N) e mesmo com respeito ao conteúdo de fósforo disponível, geralmente considerado como o elemento nutritivo mais limitante para o crescimento das plantas, são pequenas (Figura 5.7).

A Figura 5.7 mostra que a quantidade de bioelementos totais no solo e na biomassa do igapó é bem menor do que aquela da várzea. Só nitrogênio existe em quantidade maior no solo do igapó do que no solo da várzea. Porém, a floresta de várzea resolve este problema pela fixação eficiente de nitrogênio, como foi demonstrado no Capítulo 4. Por isso, nós supomos que a disponibilidade de nitrogênio na várzea seja maior do que indicado aqui. Em comparação com o igapó, o estoque de K, Ca, e Mg nos solos da várzea é muito maior do que a quantidade estocada na fitomassa. Porém, no igapó, a mesma biomassa é produzida com menos bioelementos do que na várzea, mostrando uma maior eficiência de uso de nutrientes da floresta do igapó.

Para o aproveitamento da área pela agricultura e silvicultura, a produtividade é importante, além da biomassa. Por causa da maior disponibilidade de nutrientes, a floresta de várzea é mais produtiva do que aquela do igapó: Produção da várzea 17,4 t/ha/ano (7,4 t madeira e casca, 10 t serrapilheira), produção do igapó 8,7 t/ha/ano (3,7 t madeira e casca, 5 t serrapilheira). Um balanço de nutrientes usados para a produção anual da floresta de várzea e de igapó é apresentado na Figura 5.8. Para o balanço da produtividade, a quantidade dos nu-

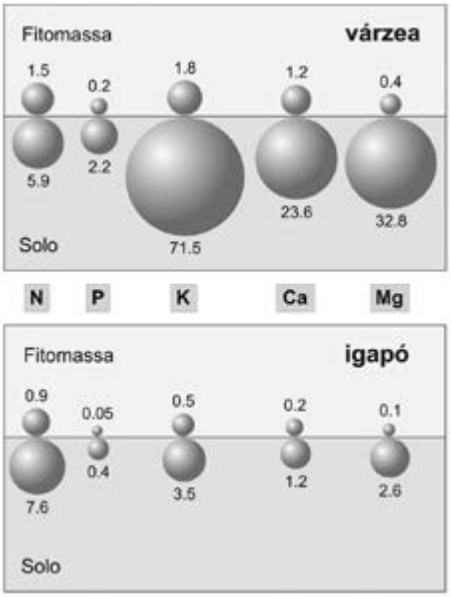


Figura 5.7: Distribuição dos nutrientes principais estocados nos solos (camada superficial de 30 cm) e na fitomassa acima do solo da floresta de várzea e igapó (t/ha). Para pormenores do cálculo veja texto (Furch 1997).

trientes em forma trocável, ou extraível (PO_4-P), foi usada, porque esta forma é diretamente disponível para as plantas.

A Figura 5.8 mostra que os solos de várzea são deficientes em respeito à disponibilidade de nitrogênio. A importância da fixação de nitrogênio pala floresta da várzea já foi mencionada. Fósforo está à disposição em quantidades similares na várzea e no igapó. K, Ca, e Mg existem em quantidade bem maior nos solos de várzea. O balanço mostra que o estoque de nutrientes facilmente acessíveis é suficientemente grande para a produção da biomassa da floresta na várzea e no igapó. A disponibilidade de potássio na várzea é subestimada, porque boa parte do estoque não-trocável está estocada em minerais como ilita, e pode ser usada pelas plantas. Porém, a quantidade total no igapó exige a alta eficiência de uso dos nutrientes da floresta e não iria satisfazer as exigências para o crescimento e a produtividade da floresta de várzea, nem para o uso intensivo do solo para cultivos de altas exigências nutricionais e baixa eficiência de uso dos nutrientes.

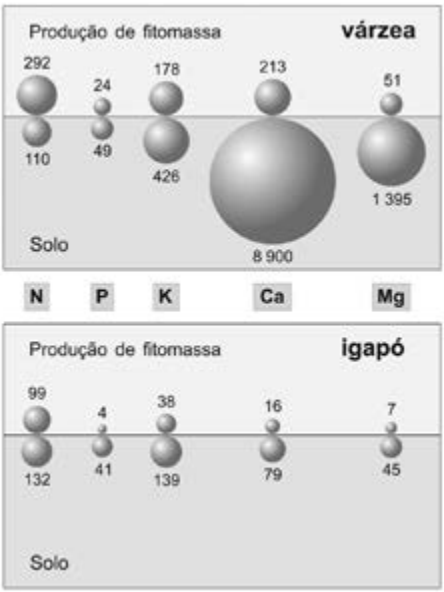


Figura 5.8: Quantidades de nutrientes principais no solo (kg/ha na camada superficial de 30 cm) à disposição em forma trocável (K, Ca, Mg, e NH_4-N), respectivamente e extraível por ácidos (PO_4-P) para a produção anual da biomassa acima do solo da floresta de várzea e igapó (Furch 1997). Para pormenores do cálculo veja texto.

5.4. Discussão

Os solos de várzea são caracterizados pelo alto conteúdo de elementos minerais e biogênicos, alta capacidade de intercâmbio de cátions, baixa acidez e por isso alta saturação de bases, e um alto conteúdo de substâncias dissolvidas, inclusive nutrientes. Os nutrientes entram principalmente pela água e o material em suspensão do rio. A contribuição pela chuva é negligenciável. A duração da inundação é correlacionada com o aumento das bases trocáveis, a diminuição da acidez trocável, e a acumulação de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre. A floresta da várzea tem alto conteúdo de nutrientes na vegetação, alta produtividade anual, alto requerimento de nutrientes, eficiência normal no uso de nutrientes, alta capacidade de sustentação para animais e o homem, e uma estabilidade ecológica relativamente alta. Em comparação com a várzea, os solos do igapó são caracterizados por baixo conteúdo dos principais cátions essenciais, baixa saturação de bases e alta acidez, e baixo conteúdo de fósforo. Esses solos não são limitados por carbono, nitrogênio e enxofre. Eles têm alta percentagem de nutrientes em fração facilmente disponível. Os nutrientes entram no sistema pela chuva e em forma dissolvida pela água do rio. A floresta do igapó tem baixo conteúdo de nutrientes na vegetação, baixa produtividade anual, alta eficiência no uso de nutrientes, mas baixa capacidade de sustentação para animais e o homem, e é muito vulnerável.

Capítulo 6

Maria Teresa Fernandez Piedade,
Aline Lopes, Layon Orestes Demarchi,
Jefferson da Cruz & Wolfgang J. Junk

Os campos naturais e as plantas herbáceas na planície de inundação amazônica e sua utilização

6.1 Introdução

Os estudos da vegetação herbácea nas várzeas amazônicas foram incipientes até o início da década de 1970 (Junk & Piedade 1997). Dentre os motivos que explicam essa escassez pode ser destacada a associação dos ambientes alagáveis a doenças e insalubridade, além da mudança em sua estrutura física ao longo do ano como consequência das flutuações do nível do rio, o que dificulta o acesso a vários biótopos. Isso também induz à substituição sazonal de muitas espécies de plantas herbáceas, pois várias delas ocorrem apenas em períodos específicos do ciclo hidrológico. Adicionalmente, o número de espécies é elevado, elas pertencem a diferentes famílias, e muitas têm formas distintas de crescimento ao longo do ano, causando dificuldades e erros taxonômicos. A categorização das herbáceas aquáticas por biótopo ocupado foi ainda dificultada pela ausência de uma abordagem conceitual que propiciasse uma visão integrada das áreas alagáveis, pois predominava a divisão dos ambientes em ecossistemas aquáticos e terrestres.

A partir dos anos setenta, estudos ecológicos com as plantas herbáceas mais importantes das várzeas começaram a ser desenvolvidos, abordando sua produção de biomassa, a influência sobre os corpos de água relacionados (Junk 1970), e seu papel como habitat e fonte de alimento para muitos organismos da biota aquática (Junk 1973). A esses trabalhos se seguiram estudos da adaptação de espécies-chave ao pulso de inundação, sua influência na dinâmica dos ciclos de nutrientes da planície de inundação ao longo do ciclo hidrológico, produção de biomassa, produção primária, e parâmetros fisiológicos como a fotossíntese, conforme sumarizado em Junk & Piedade (1997) e Piedade & Junk (2000).

Um marco indiscutível, que propiciou o avanço nos estudos de herbáceas aquáticas da várzea, foi a formulação do "Conceito do Pulso de Inundação" (Junk et al. 1989), que passou a tratar os ambientes alagáveis como unidades dinâmicas, propondo seu estudo de forma integrada ao longo do ano. Isso permitiu grandes avanços em estudos de áreas alagáveis e seus componentes com

uma visão mais holística. Foram assim elaborados, além de estudos da vegetação herbácea (Junk & Piedade 1993a,b, 1994, Piedade et al. 1997, Piedade & Junk 2000), trabalhos sobre a ciclagem de nutrientes, a vegetação arbórea, o perifíton e fitoplâncton, pássaros, mamíferos aquáticos, peixes e invertebrados terrestres das várzeas amazônicas, conforme sintetizado em Junk (1997a).

O aumento progressivo das atividades econômicas resultou em uma forte pressão sobre as comunidades naturais de vegetais e animais da várzea. A maneira convencional de exploração desses ambientes, anteriormente ligada à pesca e à agricultura em pequena escala, foi alterada por meio da introdução em algumas áreas de gado, principalmente bovinos e búfalos, o que exerceu forte pressão sobre as populações de plantas herbáceas. Por muitas décadas, as plantas nativas foram usadas pelos habitantes de várzea para alimentar o gado e outros animais, como porcos e galinhas, porque essas plantas mostram um crescimento rápido, alto valor nutritivo, e boa aceitação (Rubim & Piedade 1994). De 1940 a 1985, a taxa de remoção de floresta de várzea foi acelerada para o estabelecimento de plantações de juta (Goulding et al. 1996, Smith 1999) e, posteriormente, pela introdução de pastagens artificiais, com várias consequências negativas, como a perda de biodiversidade, redução da produção primária, aumento da erosão e deposição de sedimentos, e perda de fertilidade do solo e dos corpos de água.

Na década de 2000, boa parte dos estudos na várzea foi focado no seu uso sustentável (Junk et al. 2000a). Para as plantas aquáticas desses ambientes, foram feitos trabalhos avaliando a produtividade de pastagens nativas com espécies como *Echinochloa polystachya* (Piedade et al. 2000, Barbosa et al. 2008), mostrando sua alta produtividade também em um ambiente manejado (Farias & Piedade 2000), e apontando seu uso potencial como alternativa a pastagens exóticas. A ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *Pontederia rotundifolia* foi investigada por Botero et al. (2003) no Lago do Catalão (Amazônia Central), tendo sido encontrados 182 indivíduos de 27 espécies de peixes nesse biótopo. Nakazono & Piedade (2004) estudaram a biologia e ecologia da herbácea de sub-bosque arumã, *Ischnosiphon polyphyllus* (Marantaceae), no Arquipélago de Anavilhanas, Rio Negro, espécie utilizada para confecção de artesanatos pelos ribeirinhos locais. Uma compilação sobre o uso e manejo das herbáceas aquáticas nas áreas úmidas amazônicas pode ser encontrado em Piedade et al. (2005). No final dos anos 2000 e ao longo da década seguinte, os estudos de impactos antrópicos como a exploração de petróleo e as mudanças climáticas sobre a vegetação aquática das várzeas amazônicas tiveram destaque (Lopes et al. 2009, 2012, 2016, Lopes & Piedade 2010, 2011, 2014). Esses estudos estão detalhados no Capítulo 7 desta obra.

Em 2010, uma revisão sobre o estado da arte e as necessidades de pesquisas sobre as herbáceas aquáticas nas áreas úmidas amazônicas foi realizada por Piedade e colaboradores (2010), o que estimulou a realização de outros estudos com esse grupo de plantas nesses ambientes (Piedade et al. 2014, Bleich et al. 2014, Freitas et al. 2015, Lopes et al. 2016, 2017, 2018), especialmente em ecossistemas de águas-pretas (igapó), até então pouco estudados (Lopes et al. 2014, 2019). Por fim, o "Guia de Campo

de Herbáceas Aquáticas: Várzea Amazônica", publicado por Piedade et al. (2019), compilou um vasto conhecimento sobre a biologia e o ciclo de vida das 104 espécies mais comuns de herbáceas aquáticas da várzea amazônica, visando facilitar sua identificação em campo e estimular trabalhos ecológicos e de interação fauna-flora. O presente capítulo resume o conhecimento sobre a vegetação herbácea e sua importância para a estrutura e função da várzea amazônica, sua utilização antiga e presente, e o papel fundamental da gestão sustentável dos recursos naturais desse ecossistema.

6.2 Distribuição espacial e temporal da vegetação herbácea

A ocorrência de vegetação herbácea está fortemente relacionada com as características nutricionais da planície alagável. As várzeas de rios de água-branca, ricas em eletrólitos (Capítulos 4 e 5), são caracterizadas pela alta diversidade e densidade de plantas herbáceas. Nos igapós nutricionalmente pobres, de planícies alagáveis de rios de águas-pretas e rios de águas-claras (Capítulos 4 e 5), poucas plantas herbáceas ocorrem, com exceção dos corpos de água onde a ação antrópica elevou a quantidade de minerais. A ausência ou o baixo crescimento de plantas herbáceas aquáticas é uma consequência do baixo conteúdo nutricional e do baixo pH das águas e dos solos dos igapós. Entre as poucas herbáceas aquáticas que crescem bem nestes sistemas podem ser citadas *Oryza glumaepatula, Utricularia foliosa* (Junk 1986a) e *Montrichardia arborescens* (Lopes et al. 2014).

A distribuição e composição de espécies de plantas herbáceas na várzea depende da estabilidade física do habitat, que é influenciada pela sedimentação, erosão, correntes, ondas, e, também por processos de sucessão relacionados com a longevidade e o hábito de vida das espécies, duração das fases aquática e terrestre, e impacto humano. A interação desses fatores, movidos pelo pulso de inundação, tanto no presente como nos anos anteriores, irá determinar a composição de espécies, a biomassa, a produção primária, e a ampliação ou a redução de sua área de ocorrência em um dado habitat (Junk & Piedade 1997).

Por exemplo, espécies do gênero *Oryza* não irão se desenvolver em um determinado ano, quando o nível mais baixo de água não for menor que 20 m (referente ao nível da água monitorado no Porto de Manaus), porque habitats com bancos de sementes não estarão expostos para a germinação das sementes e estabelecimento de plântulas no período de seca. Isso pode comprometer a produção de biomassa do ano seguinte. Se o fenômeno persiste em anos consecutivos, excedendo o período de sobrevivência das sementes sob inundação, as espécies podem ser excluídas de um determinado habitat (Rubim 1995). Da mesma forma, os picos intensos de inundação podem remover, a partir de um determinado lugar, enormes formações de gramíneas fixas ao substrato, como *Echinochloa polystachya*. Esta espécie se propaga principalmente vegetativamente, através do rebrotamento do colmo. A retirada maciça de colmos de um habitat pode reduzir a produção do ano seguinte (Piedade 1993). Por outro lado, anos sucessivos de inundações menores irão expor porções inferiores das planícies, permitindo a expansão de espécies herbáceas, mesmo que por curtos períodos, permitindo também a formação de

plântulas de espécies florestais pioneiras de várzea, como *Alchornea castaneifolia* e *Salix martiana* (Junk 1984a). A alternância entre os ciclos de cheias e fases terrestres mais intensas pode alterar a composição local de espécies, excluir ou privilegiar espécies arbóreas ou herbáceas em anos diferentes, o que pode rapidamente e drasticamente mudar a fisionomia de muitos habitats.

Uma das características das plantas herbáceas e arbóreas das áreas alagáveis é a substituição de espécies ao longo do relevo topográfico como consequência da diferente duração da inundação, e da diferente profundidade de água à qual a disponibilidade de oxigênio está relacionada. A redução na concentração de oxigênio também pode ser causada pela deposição de sedimentos finos. Devido a seus longos ciclos de vida, as árvores são menos tolerantes aos altos depósitos de sedimentos do que as plantas herbáceas, que podem reagir de ano para ano às mudanças ambientais com o estabelecimento de novas populações.

Respostas específicas relacionadas com a concentração de oxigênio na rizosfera foram amplamente discutidas por Braendle & Crawford (1987) e Crawford (1992). A deficiência de oxigênio provoca estresse nas plantas e leva a várias adaptações anatômicas e metabólicas. Espécies menos tolerantes ocupam posições mais elevadas nas planícies alagáveis, sujeitas a menos dias de inundação ao longo do ano, enquanto as espécies mais tolerantes estão confinadas às posições inferiores. Perto de Manaus, plantas anuais como *Oryza* spp. colonizam níveis inferiores a 20 m (referente ao nível da água monitorado no Porto de Manaus) enquanto as espécies perenes como *Echinochloa polystachya* (Figura 6.1) e *Paspalum fasciculatum*, ocorrem a partir de 19,5 m. Na cota de 20,5 m arbustos começam a crescer e, posteriormente, nos lugares mais altos, as árvores da floresta de várzea se estabelecem. Detalhes sobre os padrões de distribuição da vegetação arbórea são discutidos por Junk (1989a), e de plantas herbáceas, em particular, encontram-se resumidos em Junk & Piedade (1997) e Piedade et al. (2000, 2019).

A maioria das plantas herbáceas da várzea são estrategistas-*r* de crescimento rápido, geralmente com mais de um modo de reprodução, dominando a propagação vegetativa. As plantas com tais características são dependentes de luz e necessitam de um status nutricional elevado para o seu crescimento. Elas também exigem perturbações frequentes e um retrocesso da sucessão, devido a sua baixa competitividade com outras espécies. A frequência de eventos catastróficos naturais, tais como a destruição de partes das margens do rio, leva à remoção de grandes áreas vegetadas. Simultaneamente, a deposição de sedimentos fornece novos habitats para a sucessão primária (Kalliola et al. 1987, Junk & Piedade 1997). Os processos de suces-

Figura 6.1: Estande de herbáceas aquáticas dominado pelo capim perene C_4 *Echinochloa polystachya* no Rio Solimões, Tabatinga (foto: Sammya D'Angelo).

são podem ser mais rápidos ou mais lentos de acordo com o regime hidrológico e os solos de uma determinada área. Por exemplo, em praias de areia, a sucessão é lenta por causa das condições desfavoráveis dos habitats, como alta temperatura na superfície de areia exposta, falta de nutrientes e percolação rápida da água. Sedimentos finos permitem uma colonização mais rápida por plantas herbáceas (Figura 6.2).

Apesar da alta complexidade de fatores interagindo, conferindo alta dinâmica ao sistema, grupos de plantas com hábitos de vida específicos e ciclos de vida bem definidos ocupam grandes áreas em habitats particulares e durante diferentes períodos ao longo do ano. Os habitats alternam claramente entre fases terrestres e aquáticas e mostram uma substituição de espécies de plantas aquáticas predominantemente durante a fase aquática, como *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata* (Figura 6.3), por espécies terrestres, incluindo muitas neófitas, durante a fase terrestre.

A divisão de plantas herbáceas em terrestres ou aquáticas é problemática já que várias delas mostram adaptações para ambas as fases existindo um gradiente entre as duas formas de vida (Junk & Piedade 1993b). Espécies terrestres predominam em grande parte no que diz respeito ao número de espécies. Em uma pesquisa em áreas de várzea que cercam Manaus, Junk & Piedade (1993b, 1994) encontraram 388 espécies de herbáceas, 330 (85%) sendo de plantas que ocupam a fase terrestre do ciclo hidrológico, 34 (9%) plantas aquáticas, e os 22 (6%) restantes pertencentes a hábitos intermediários (Tabela 6.1).

A colonização da Amazônia pelo homem em tempos pós-colombianos teve início ao longo dos rios. Os colonos removeram a floresta nos níveis mais elevados para construir pequenas casas e estabelecer culturas, favorecendo as condições de luz para o crescimento de plantas herbáceas oportunistas de crescimento rápido, bem adaptadas às perturbações frequentes. Juntamente com as sementes para as culturas, sementes de plantas exóticas entraram gradualmente no sistema e agora competem com a vegetação nativa. Alguns exemplos de neófitas bem estabelecidas são dados na Tabela 6.2.

Figura 6.2: Comunidade de herbáceas terrestres anuais em áreas de deposição recente no Rio Juruá (foto: Aline Lopes).

Figura 6.3: Comunidade de macrófitas aquáticas no Rio Solimões, Amazonas (foto: Aline Lopes).

Tabela 6.1: Algumas herbáceas invasoras na várzea da Amazônia Central e sua região de origem (Junk & Piedade 1993b).

Nome	Região de origem	Distribuição
Principalmente terrestre		
Cyperus rotundus	Índia	Principalmente nos trópicos e subtrópicos do mundo todo
Cyperus esculentus	Desconhecida	Principalmente nos trópicos e subtrópicos do mundo todo
Fimbristylis miliacea	América Tropical	Tropico úmido, no mundo todo
Fimbristylis dichotoma	América Tropical	Tropico úmido, no mundo todo
Cynodon dactylon	África ou Indo-Malásia	Principalmente nos trópicos e subtrópicos do mundo todo
Eleusine indica	Provavelmente Sul da Ásia	Principalmente nos trópicos e subtrópicos do mundo todo
Paspalum conjugatum	América Tropical	Tropico úmido, no mundo todo
Megathyrsus maximus	África	Tropico úmido e subtrópico, no mundo todo
Urochloa mutica	África Tropical	Tropico úmido e subtrópico, no mundo todo
Cenchrus purpureus	África Tropical	Tropico e subtrópico, no mundo todo
Portulaca oleracea	Norte da África ou Europa	No mundo todo com exceção para grandes latitudes ao norte
Digitaria sanguinalis	Europa	No mundo todo com exceção para grandes latitudes ao norte
Amaranthus spinosus	América Tropical	Tropico úmido e subtrópico, no mundo todo
Heliotropium indicum	Paleotropical	Trópicos, no mundo todo
Lantana camara	América Tropical	Trópico úmido e subtrópico, no mundo todo
Sida acuta	América Central	Trópicos, no mundo todo
Solanum nigrum	Europa	No mundo todo
Sphenoclea zeylanica	África Tropical	Trópicos, no mundo todo exceto Austrália
Principalmente aquáticas		
Ceratophyllum demersum	Desconhecida	No mundo todo
Pistia stratiotes	Desconhecida	Tropico úmido e subtrópico, no mundo todo
Salvinia auriculata	América do Sul Tropical	Trópicos, no mundo todo
Eichhornia crassipes	América do Sul Tropical	Trópicos, no mundo todo
Leersia hexandra	América Tropical	Tropico úmido e subtrópico, no mundo todo

Tabela 6.2: Plantas herbáceas em diferentes habitats da várzea próxima a Manaus de acordo com a frequência de ocorrência, modo de existência e principais habitats.

Frequência		Modo de Existência		Principal Habitat	
Rara	110	Aquática	34	Lago de várzea	42
Amplamente distribuída	189	Aquática com fase terrestre	17	Ilhas flutuantes	44
Comum	72	Palustre	20	Lagos temporários	26
Estandes monoespecíficos	12	Terrestre	330	Áreas com intensiva sedimentação	92
Dominando grandes áreas	5	Trepadeira	58	Áreas antropizadas elevadas	273
				Floresta inundada	25

Junk & Piedade (1993b, adaptado).

6.3 Biomassa e produtividade primária

A biomassa de plantas aquáticas depende da espécie e do tempo disponível para a produção. Espécies pequenas, como a gramínea anual *Luziola spruceana*, produzem 2-8 t/ha durante um período de crescimento de 2-4 meses, enquanto enormes gramíneas perenes, tais como *Paspalum fasciculatum* e *Echinochloa polystachya* mostram valores de biomassa de 60 e 80 t/ha de matéria seca durante um período de crescimento de 10 e 12 meses, respectivamente (Piedade et al. 1991).

Enquanto a biomassa pode ser determinada por métodos tradicionais de coleta (Piedade et al. 1991, Junk & Piedade 1993a, Rubim 1995, Conserva 1999), é difícil medir a produção primária líquida (PPL) por causa da deterioração rápida do material morto durante a fase aquática. Para várias populações de herbáceas de diferentes espécies, uma perda mensal de biomassa entre 10 e 25% foi calculada (Junk & Piedade 1993a, 1997). Para *Echinochloa polystachya*, valores de produção primária de até 100 t/ha/ano foram determinados. Três populações mistas de plantas terrestres e aquáticas anuais ocupando consecutivamente o mesmo habitat durante o curso de um ano mostraram uma produção primária acumulada de 70 t/ha/ano (Tabela 6.3), o que indica a importância da vegetação herbácea em termos de balanços de carbono e emissões de CO_2 para a região (Piedade et al. 1994, Junk & Piedade 1997).

A relação entre o teor nutricional dos tecidos das árvores (Klinge et al. 1984) e sua produção de biomassa (Worbes 1997) com a físico-química do sistema de rio relacionado foi igualmente encontrada para plantas herbáceas aquáticas. Em um estudo com duas populações da gramínea *Paspalum fasciculatum*, uma crescendo na margem do Rio Solimões-Amazonas e outra no Lago Central (Ilha da Marchantaria, Amazônia Central), maiores valores de biomassa e de alguns nutrientes foram obtidos na população do lago, enriquecido pela ciclagem local de nutrientes decorrente do isolamento do rio por vários meses ao longo do ciclo hidrológico (Conserva 1999).

A variação sazonal dos principais conteúdos de cátions e ânions na água do Lago Camaleão (Ilha da Marchan-

Tabela 6.3: Produtividade primária liquida máxima (PPL) de algumas populações de plantas herbáceas em comparação com a floresta alagável.

Espécie/comunidade	Máxima PPL t/ha	Tempo de produção	Autores
Floresta de várzea	31,8	1 ano	Schöngart et al. (2010)
Echinochloa polystachya	100,0	1 anos	Piedade et al. (1991)
Paspulum fasciculatum	70,0	7,6 meses*	Junk & Piedade (1993a)
Populações mistas de herbáceas	70,0	9,5 meses*	Junk & Piedade (1993a)
Paspulum repens	31,0	4,0 meses*	Junk & Piedade (1993a)

*Período máximo de crescimento observado para estas espécies em campo.

taria, Amazônia Central), com valores mais elevados durante o nível mais baixo das águas devido à decomposição da vegetação aquática e do afluxo de águas subterrâneas, foi mostrada por Furch & Junk (1997a). Quando a composição mineral de plantas herbáceas da várzea e igapó foi comparada, correlações semelhantes também foram encontradas (Furch & Junk 1997b).

6.4 Plantas herbáceas e o ambiente físico

Um resumo sobre a importância da vegetação herbácea na dinâmica de nutrientes na planície de inundação amazônica é dado por Furch & Junk (1997a,b). A dinâmica de absorção e incorporação de nutrientes na biomassa durante os períodos de crescimento, e sua liberação durante a decomposição e ressuspensão influencia significativamente os saldos de eletrólitos em lagos. A gramínea semi-aquática *Echinochloa polystachya* acumula durante a fase de crescimento 377 kg/ha de N, 51 kg/ha de P e 1.136 kg/ha de K (Piedade et al. 1997). Estimando uma área de cobertura conservadora de apenas 5.000 km^2 ocupada pela espécie na região amazônica, estes números representam um sequestro maciço de nutrientes durante a fase aquática, e sua devolução ao sistema pela decomposição, durante a fase terrestre. Alta produtividade e rápida decomposição são características de todas as comunidades de herbáceas (Junk & Piedade 1993a) e mostram a importância desse grupo de plantas para o estado nutricional das várzeas da Amazônia. Uma vez que estes nutrientes são rapidamente reciclados, devido ao pulso de inundação, os níveis de nutrientes com a elevação do nível da água na várzea favorecem o crescimento de outros produtores primários, como algas e árvores das florestas de várzea.

Além de retenção de nutrientes na biomassa, algumas espécies contribuem direta ou indiretamente para a fixação de nitrogênio. *Paspalum repens* e *Echinochloa polystachya* podem fixar nitrogênio por meio de associação de bactérias em suas raízes (Magalhães & Döbereiner 1984). A fixação pode também ocorrer pelo perifíton associado ao emaranhado de raízes das macrófitas aquáticas (Kern & Darwich 1997).

A vegetação herbácea é de grande importância para a retenção de matéria em suspensão e estabilização de sedimentos. Plantas enraizadas retêm bancos de areia e lodo nos baixios durante a água alta, evitando a erosão. As espécies mais importantes são as gramíneas perenes com grandes quantidades de colmos,

como a *Echinochloa polystachya* e *Paspalum fasciculatum*. Elas também são espécies-chave nos primeiros estágios de sucessão secundária na várzea da Amazônia Central (Worbes et al. 1992).

6.5 Importância da vegetação herbácea como habitat

Devido à enorme quantidade de biomassa, grandes extensões, e superfícies ocupadas, a vegetação herbácea é extremamente importante como habitat para a fauna aquática. A espécie flutuante *Eichhornia crassipes* desenvolve um sistema radicular denso que pode representar 40 a 50% da biomassa total da planta. Gramíneas formam raízes adventícias nos nós para absorção de água e minerais. Raízes em conjunto com detritos fornecem abrigo e alimento para muitos animais aquáticos, de forma que as comunidades de macrófitas aquáticas flutuantes constituem os habitats mais densamente povoados e ricos em espécies dos corpos de água da várzea amazônica (Junk 1973).

As densidades de invertebrados aquáticos dependem em grande medida das concentrações de oxigênio das raízes e água circundante, da quantidade de material inorgânico em suspensão, e da disponibilidade de alimento (Junk & Robertson 1997). Os invertebrados mais abundantes nesses biótopos são Copepoda, Ostracoda, Cladocera e Diptera, com densidades atingindo 100.000 ind./m^2 em povoamentos de *Paspalum repens*. Nos rios de águas-brancas, onde os níveis de oxigênio permanecem elevados devido à correnteza, o número de indivíduos é baixo e aumenta das bordas para o centro dos povoamentos de plantas, devido à redução das partículas inorgânicas em suspensão. Em lagos, onde os níveis de oxigênio e de sulfeto de hidrogênio diminuem para o centro dos estandes, densidades mais altas são encontradas nas bordas, com valores de até 780.000 ind./m^2 (Junk 1973). Na confluência entre os rios Negro e Solimões foram encontrados 1707 invertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes*, distribuídos em 14 ordens e 35 famílias, sendo os mais abundantes Oligochaeta (26,5%), Chironomidae (23,8%) e Hydrophilidae (15,8%) (Lopes et al. 2011).

Algumas espécies de invertebrados são importantes devido a sua grande biomassa, por exemplo, o *Macrobrachium amazonicum*, camarão de água doce que representa cerca de 80% da biomassa total de macrocrustáceos na várzea (Ordinez-Collart 1988), e moluscos do gênero *Pomacea*. A espécie *P. papiracea* ocorre em baixas densidades em águas-pretas pobres em nutrientes e ácidos, e *P. lineata* em altas densidades em água-branca fértil e neutra (Merck 1994, Junk & Robertson 1997).

Macrófitas aquáticas são especialmente importantes para os peixes juvenis que encontram abrigo e alimento entre caules, raízes e folhas da vegetação (Sánchez-Botero & Araújo-Lima 2001). Durante os períodos de hipóxia pronunciada, peixes juvenis aproveitam o oxigênio liberado para a água através das raízes de macrófitas aquáticas, como resultado da atividade fotossintética intensa e o transporte e difusão do oxigênio na rizosfera (Saint-Paul & Soares 1987, Jedicke et al. 1989, Soares 1993).

Estandes de macrófitas aquáticas também são habitats importantes para o peixe-boi amazônico, tartarugas, capivaras e jacarés. Várias aves aquáticas, por exemplo, o jaçanã (*Jacana jacana*),

utilizam estandes de macrófitas para o forrageamento e nidificam nas plantas flutuantes (Petermann 1997).

6.6 Importância da vegetação herbácea em teias alimentares

Embora de uma maneira geral a vegetação herbácea possa ser considerada nutricionalmente rica (Howard-Williams & Junk 1977, Furch & Junk 1997b), apenas uma pequena fração da enorme biomassa é consumida pelos herbívoros. A grande maioria do material orgânico e os bioelementos acumulados vão para as teias alimentares de detritos (Furch & Junk 1997b). O número de espécies de peixes detritívoros é muito grande; no entanto, o consumo de detritos é difícil de quantificar, dado que os detritos são associados com bactérias, fungos, protozoários e algas perifíticas. Estudos de isótopos estáveis de carbono indicam uma baixa captação de macrófitas aquáticas e detritos relacionados por peixes adultos e apontam para uma teia alimentar mais orientada ao fitoplâncton (Araújo-Lima et al. 1986, Forsberg et al. 1993). No entanto, cálculos feitos por Bayley (1989) indicam que a produção de fitoplâncton e perifíton não é grande o suficiente para sustentar a alta produção de peixes da várzea amazônica (Junk et al. 1997). Muitas espécies de peixes comercialmente importantes exploram frutos e folhas jovens de árvores da floresta de várzea durante a inundação, explorando também macrófitas aquáticas (Gottsberger 1978, Goulding 1980, 1983b, Ferreira 1991, Claro-Jr. et al. 2004, Weiss 2015, Piedade et al. 2016, Weiss et al. 2016). Na verdade, há uma relação entre a quantidade e integridade da vegetação ripária e a dieta dos peixes na várzea amazônica (Claro-Jr. et al. 2004).

Entre os mamíferos que consomem plantas herbáceas aquáticas, os mais importantes são o peixe-boi amazônico (*Trichechus inunguis*) e a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (Junk & Silva 1997). Peixes-boi ingerem 8% do seu peso corporal por dia (Best 1981) e, certamente, tiveram um impacto considerável sobre a comunidade de macrófitas em épocas passadas. No século 20, o número dessas duas espécies diminuiu drasticamente devido à caça intensa. No momento, o seu consumo de plantas herbáceas em planícies de inundação na maioria dos rios é quase insignificante, embora um estudo recente mostre que plantas aquáticas C4 são uma importante fonte de alimento para as fêmeas lactantes (Crema et al. 2019). Também as populações das grandes tartarugas fluviais (*Podocnemis* spp.), antigamente grandes consumidoras de herbáceas aquáticas, diminuíram porque os adultos foram caçados e seus ovos recolhidos (Junk & Silva 1997). Adicionalmente, várias espécies de aves se alimentam de sementes e brotos da vegetação herbácea (Petermann 1997).

Apesar da importância primordial da vegetação herbácea como habitat para os invertebrados da biota aquática, o consumo de material por este grupo é baixo (Junk & Robertson 1997). O mesmo é verdadeiro para os invertebrados terrestres. O gafanhoto *Paulinia acuminata* se alimenta e ovipõe em *Pistia stratiotes*, *Salvinia* spp. e *Azolla* spp. (Vieira 1989, Vieira & Adis 1992), o gafanhoto *Stenacris fissicauda fissicauda* se alimenta e põe ovos em *Paspalum repens* (Nunes 1989), e o gafanhoto *Cornops aquaticum* utiliza todas as espécies de Pontederiaceae como alimento e para ovipostura (Adis & Junk 2003).

6.7 Passado, presente e potencial utilização da vegetação herbácea

Surpreendentemente, a utilização de plantas herbáceas por populações humanas da Amazônia é relativamente pequena. Os navegadores e naturalistas que viajaram na região em séculos passados não relataram qualquer utilização da vegetação herbácea, exceto pela presença de arroz selvagem. O primeiro relatório disponível sobre a presença de arroz selvagem no Brasil foi em 1500, em uma carta do piloto da frota naval de Pedro Álvares Cabral. Nos séculos 16 e 17, é relatada a coleta de arroz selvagem na Amazônia pelos indígenas. Entretanto, grande parte dos navegadores sugere que esses povos indígenas não cultivavam o arroz, apenas o colhiam na natureza (Oliveira 1992). Os grãos não eram consumidos, mas sim utilizados para a preparação de um tipo de vinho, muito apreciado pelas populações indígenas de várzea naquela época (Meggers 1977). Contudo, Martius, em seu livro em coautoria com Spix, Viagem Pelo Brasil 1817-1820 (edição brasileira 1981, Universidade de São Paulo) relata a coleta de arroz selvagem, *Oryza* spp. ao longo das margens do Rio Amazonas, supostamente para a alimentação dos povos indígenas.

As cinzas de algumas macrófitas aquáticas como *Eichhornia crassipes* e espécies de Podostemaceae foram utilizadas pelas populações indígenas para a extração de sal. Outra espécie citada por Spix e Martius (1981), importante para a confecção de flechas era *Gynerium saccharoides*. Provavelmente, esta espécie era, de fato, *Gynerium sagittatum* que ocorre nas várzeas brasileiras e peruanas (Kalliola et al. 1987).

A falta de informações sobre a utilização da vegetação herbácea das várzeas pelas populações indígenas da Amazônia possivelmente se relaciona ao fato de que povoamentos inteiros foram rapidamente exterminados pela escravidão e pela contaminação por doenças europeias, como a gripe, ou por contaminação de doenças que vieram com os escravos africanos, como a febre tifoide e malária. Com o extermínio dessas populações indígenas, seu conhecimento foi perdido (Oliveira 1983), dificultando o estabelecimento dos reais usos da vegetação herbácea no período pré-colombiano.

O solo rico em matéria orgânica coletado nos matupás, associação de *Montrichardia linifera*, gramíneas e sedimentos formando ilhas flutuantes, são utilizados pelos ribeirinhos para plantio de hortaliças (Freitas et al. 2015). Atualmente, hortas ricas em espécies nos quintais de ribeirinhos apontam para a importância de uma grande variedade de plantas nativas para fins medicinais (Nascimento Noda et al. 2000, Lima & Saragoussi 2000). No entanto, a abundância das florestas inundáveis na região amazônica, produzindo de forma contínua grande quantidade de produtos como frutos, fibras, folhas, entre outros, pode explicar a preferência por produtos florestais em detrimento das plantas herbáceas.

6.8 Alimentação humana

As espécies de arroz silvestre brasileira, regionalmente chamado arroz-de-pato, são endêmicas e não foram introduzidas pelos navegadores, uma vez que o arroz asiático (*Oryza sativa*) foi introduzido no Brasil somente em 1745 (Oliveira 1992). Atualmente quatro espécies são consideradas nativas do Brasil:

Oryza alta, *O. latifolia*, *O. grandiglumis*, e *O. glumaepatula*, as duas últimas espécies de ocorrência na região central e ocidental da Amazônia (Rubim 1995). Essas espécies amazônicas são parentes próximos do arroz asiático, o grão mais importante no mundo, consumido por mais de 50% da população mundial (Boyd 1971).

As espécies amazônicas possuem rusticidade e resistência a insetos e doenças que permitem a sua utilização no melhoramento genético do arroz comercial (Oliveira 1992). Além disso, em plantações da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, Brasil), as espécies produziram uma enorme biomassa de alto valor nutritivo para a alimentação do gado. Em condições naturais, a produção de biomassa também é alta. A espécie *O. grandiglumis* crescendo na várzea da Amazônia Central produz entre 20 e 24 t/ha/ano de matéria seca (Rubim 1995), enquanto *O. glumaepatula* crescendo na mesma área, produz 17 t/ha/ano de matéria seca em apenas quatro meses de crescimento (Junk & Piedade 1993a). Além da utilização das sementes, com uma produção estimada em 1 t/ha/ano (Soares et al. 1986), o uso da grande quantidade de biomassa como forragem para gado maximizaria a eficiência da exploração econômica dessas espécies.

Outro aspecto importante é a crescente valorização e demanda no mercado consumidor internacional por alimentos exóticos e menos manipulados geneticamente. Este é o caso do arroz selvagem canadense *Zizania aquatica*, produzido economicamente nos EUA e na China (Sculthorpe 1985), e que era servido na primeira classe de alguns voos comerciais norte-americanos algumas décadas atrás. Sem dúvida, o arroz selvagem amazônico tem um grande potencial econômico. No entanto, antes de quaisquer atividades comerciais terem início, devem ser feitos estudos sobre a forma adequada de cultivo, produção e rendimento.

Outras plantas herbáceas são pouco utilizadas para consumo humano. Sementes da famosa *Victoria amazonica* são referidas como itens para o consumo humano. Embora raro nos dias de hoje, alguns moradores ribeirinhos da região amazônica relatam o consumo dos rizomas da mesma espécie.

Entre as espécies comumente consumidas na Ásia, duas são muito frequentes na Amazônia Brasileira, *Neptunia oleraceae* e *Ipomea aquatica*, ambas com potencial de utilização econômica (Junk 1980). Caules de *Neptunia oleraceae* são consumidos como saladas nos países asiáticos, onde a planta é vendida como vegetal nos mercados. Embora não existam estudos disponíveis sobre o valor nutricional dessa espécie, sendo uma Leguminosae (Fabaceae), deve ser rica em teores de proteína (*Ad Hoc Panel on Aquatic Weeds* 1976). Nos países asiáticos, especialmente na Índia, o espinafre-d´água, *Ipomea aquatica*, é amplamente utilizado. Folhas e caules são consumidos cozidos ou fritos, ou como picles, principalmente durante o verão, quando diminui a produção de culturas. Em Hong Kong, o cultivo da planta em condições de pesada adubação tem rendimento de até 90 t/ha/ano. O teor de proteína do material fresco varia de 1,9-4,6% e o valor de carboidratos é de 4,3%. As folhas são ricas em minerais, principalmente ferro e vitaminas A, C e E (*Ad Hoc Panel on Aquatic Weeds* 1976). A samambaia aquática *Ceratop-*

teris thalictroides é comercializada em mercados nas Filipinas (*Ad Hoc Panel on Aquatic Weeds* 1976), embora nenhuma informação científica sobre as suas propriedades nutricionais esteja disponível. Uma espécie do mesmo gênero, *Ceratopteris pteridoides*, ocorre na várzea amazônica, mas não é utilizada para consumo humano. Experimentos em laboratório com *C. pteridoides* mostraram que a espécie dobra de biomassa em apenas 15 dias (Ferreira et al. 2015).

Várias espécies da família Araceae crescem em solos encharcados e produzem tubérculos amiláceos comestíveis que são muito apreciados nos países tropicais. Na Amazônia, várias espécies do gênero *Xanthosoma* e *Colocasia*, vulgarmente conhecidas como taioba e inhame, são cultivadas na várzea e vendidos nos mercados locais (Hund & Ohly 2000).

Recentemente, com o advento das plantas alimentícias não convencionais (PANC), foram atribuídos usos na culinária para diversas herbáceas presentes nas várzeas amazônicas, entre elas podemos citar algumas espécies com folhas, ramos e flores comestíveis como *Limnocharis flava*, *Alternanthera philoxeroides*, *Ipomoea alba* e *Costus amazonicus* (Kinupp & Lorenzi 2014). Os mesmos autores apresentam receitas para o consumo alimentar dos rizomas, pétalas e sementes da *Victoria amazonica* e esse uso vem se difundindo em alguns restaurantes de alta gastronomia em Manaus, Amazonas.

6.9 Medicina popular

Apesar de várias plantas aquáticas serem citadas como sendo usadas com eficácia na antiguidade para a cura de diferentes doenças, poucas foram testadas cientificamente em relação às suas propriedades medicinais, e apenas em alguns casos foi confirmada a eficácia pelo isolamento de princípios ativos. Assim, os efeitos atribuídos possivelmente estão ligados mais à superstição e segurança psicológica, do que às reais propriedades medicinais das plantas (Sculthorpe 1985). Atualmente, a utilização massiva destas plantas na medicina parece acontecer apenas em países como a Índia, onde as tradições nativas são fortemente mantidas.

Pistia stratiotes é uma das espécies que ocorrem na Amazônia que tem sido utilizada desde os tempos antigos no Egito e na Índia. As folhas preparadas de maneiras diferentes são citadas como eficazes para as doenças de pele e para combater a tosse e asma, entre outros (Sculthorpe 1985). Na Amazônia a espécie é usada como diurética para doenças dos rins e da bexiga, sendo associada a utilizações mágicas (Amorozo & Gély 1988). Outra espécie importante é *Ipomea aquatica*, cujas folhas têm propriedades purgantes, sendo eficazes para a cura de doenças biliares. Na família Nymphaeaceae, cerca de 15 alcaloides diferentes foram isolados (Hegnauer 1966, apud Sculthorpe 1985) indicando o seu potencial medicinal. No entanto, vários casos de paralisia ou envenenamento foram relatados como resultado de quantidades incorretas ou plantas erradas para o problema específico.

Folhas maceradas da Araceae *Montrichardia arborescens* são utilizadas em emplastros para inflamações, enquanto o pó das raízes é diurético. De acordo com Amorozo & Gély (1988), a resina da espécie é utilizada para diminuir a dor causada por picadas de animais peçonhentos, como, por exemplo, raias. Embora introduzida, a grama *Cynodon dactylon* é muito comum na região, especialmente em pastagens

degradadas na várzea. As raízes dessa espécie são consumidas como diurético e tidas como eficazes para evitar abortos. Ainda entre as gramíneas, o gênero *Gynerium*, representado na região por *G. sagittatum* tem espécies como *G. sacharoides* cujas raízes são fervidas e utilizadas contra a calvície. Mais de uma espécie de Phyllanthaceae do gênero *Phyllanthus* ocorre na região. Entre elas a mais conhecida é *P. niruri*, popularmente chamado de "quebra-pedra", com propriedades medicinais reconhecidas para dissolver cálculos renais (Amorozo & Gély 1988). Várias espécies do gênero *Polygonum*, como *P. punctatum*, são utilizadas devido às suas propriedades como vermífugos e para febre e hemorroidas. *P. acuminatum* e *P. ferrugineum* são comuns na várzea e podem também ter propriedades medicinais.

A herbácea anfíbia *Eclipta prostrata* é amplamente empregada na medicina popular em todo o mundo para diversos fins. Ela apresenta propriedades comprovadas como analgésica, hepatoprotetora, larvicida, antifúngica, antibacteriana, antioxidante, anti-inflamatória e como tônico capilar contra a queda de cabelos, além de possuir ação comprovada contra o veneno de picadas de cobras, como a cascavel e a jararaca (Mithum et al. 2011).

Entre as Cyperaceae, pelo menos duas das espécies que ocorrem nas várzeas amazônicas do gênero *Cyperus* são citadas como medicinais. Raízes de *C. esculentus* são usadas como diurético, sudorífico, e tidas como eficazes para a congestão nasal; raízes cozidas de *C. rotundus* são utilizadas para curar a gonorreia (Balbach 1973). Vários representantes do gênero *Artemisia* (Asteraceae), que crescem em pântanos, como *A. absinthium* e *A. vulgaris*, têm propriedades medicinais reconhecidas para distúrbios estomacais e diarreia. *Ambrosia artemisiifolia* é comum em áreas perturbadas da, podendo ter propriedades medicinais semelhantes que poderiam ser testadas. Listas de plantas cultivadas em jardins residenciais e sua utilização por pessoas ribeirinhas para fins medicinais podem ser encontradas em Nascimento Noda et al. (2000) e Lima & Saragoussi (2000).

Um grande número de plantas herbáceas das várzeas da Amazônia é citado como possuindo propriedades medicinais, embora poucas delas sejam utilizadas atualmente pelas populações locais. Aparentemente, mais produtos de árvores são usados, especialmente perto de vilas ou cidades. Produtos florestais são frequentemente misturados com drogas como analgésicos que mascaram os efeitos de plantas, portanto, a incerteza sobre seu valor medicinal aumenta. Uma síntese com algumas das espécies mais comuns citadas como tendo propriedades medicinais pode ser encontrada na revisão de Balbach (1973).

6.10 Criação de gado

O uso pós-colombiano mais comum de vegetação herbácea da várzea amazônica é para a alimentação de animais domésticos. A introdução de gado bovino começou ao redor de 250 anos atrás (Ohly & Hund 1996). Apenas cerca de 120 anos atrás, búfalos (*Bubalus bubalis*) da Ásia foram introduzidos no Delta do Amazonas (Ohly 1986), atingindo a Amazônia Central apenas pouco mais de 50 anos atrás (Ohly & Hund 1996). Pastagens nativas das várzeas (Bates 1979, Wallace 1979, Spix & Martius 1981) foram utilizados logo após a introdução do gado na região amazônica, e continuam sendo usadas no presente.

O gado pasta seletivamente, e a espécie de gramínea nativa mais importante é *Echinochloa polystachya*, uma planta semiaquática altamente produtiva, regularmente oferecida pelos fazendeiros para o gado quando grandes inundações alagam as pastagens nativas e cultivadas. Apesar de ter um teor de água de cerca de 80%, a espécie produz no mesmo intervalo de tempo, durante a fase terrestre, até 3 vezes mais biomassa do que as africanas *Brachiaria radicans* e *B. mutica* (atualmente denominadas *Urochloa arrecta* e *U. mutica*, respectivamente) (Farias 1997), que são normalmente utilizadas para formação de pastagens artificiais na região (Ohly & Hund 1996, Ohly 2000). *Paspalum fasciculatum*, que cresce durante a fase terrestre e mostra também valores muito elevados de produção primária, é desdenhada pelo gado, mas aceita por búfalos. Apesar do alto teor de água e relativamente baixo conteúdo energético durante a fase aquática, o valor nutritivo de gramíneas nativas e plantas herbáceas da várzea pode ser assumido como elevado para o gado bovino e bubalino (Tabela 6.4, Ohly & Hund 1996, Furch & Junk 1997b). Os custos adicionais para

Tabela 6.4: Matéria seca e composição mineral de algumas plantas nativas de pastagens alagáveis nativas, em comparação à espécie mais comumente introduzida como pasto em áreas alagáveis amazônicas, *Urochloa arrecta*. ME=metabolismo energético; MOD=matéria orgânica digerível; PB=proteína bruta; LB=lipídio bruto; FDA=fibra solúvel em detergente ácido; LDA=Lignina solúvel em detergente ácido; BS=biomassa seca (Piedade & Junk 2000).

Espécies	Parte da planta	ME Mj/kg BS	MOD %	Cinzas %	PB %BS	LB %BS	FDA %BS	LDA %
Nativas	Fase terrestre							
P. fasciculatum	Folhas	5,10	43,5	16,5	10,0	0,8	39,1	10,3
P. fasciculatum[1]	Brotos 5-15cm	6,55	53,4	15,2	10,9	1,3	39,1	7,4
E. polystachya[1]	Parte superior 30-50cm	7,53	56,4	12,9	13,6	2,0	34,6	5,3
H. amplexicaulis	Parte superior 30-50cm	8,23	62,9	9,9	1,4	1,7	34,5	4,3
C. dactylon	Planta inteira	7,41	55,5	11,1	8,8	1,3	29,6	7,2
	Fase aquática							
E. polystachya[2]	Planta inteira			10,9	9,2			
H. amplexicaulis[2]	Planta inteira			13,1	21,3			
O. rufipogon	Planta inteira			11,2	8,1			
	Livre flutuante							
E. crassipes	Folhas	5,21	49,1	16,9	16,4	1,2	28,9	5,5
P. stratiotes	Planta inteira	5,80	50,6	39,2	13,3	1,4	32,5	15,1
Introduzidas	Fase terrestre							
U.arrecta	Parte superior 30-50cm	9,06	66,4	10,9	11,3	2,3	31,3	5,0
U.arrecta	Planta inteira	8,14	59,2	8,4	5,6	1,3	37	6,0
	Fase aquática							
U.arrecta	Parte superior 30-50cm	8,7	67,0		16,2	2,4		
U.arrecta	Planta inteira	7,5	57,5		9,4	1,4		

Adaptado de Ohly & Hund (1996), [1]Ohly (1987), [2]Howard-Williams & Junk (1977).

o corte e transporte de gramíneas semiaquáticas para os rebanhos durante a água alta reduz o lucro dos agricultores. A contaminação por metais pesados, comum em algumas outras regiões tropicais, ainda não é um grande problema na Amazônia Central.

Não há tradição na Amazônia de usar a grande biomassa de macrófitas aquáticas e semiaquáticas para silagem. Experiências em todo o mundo mostraram que *Eichhornia crassipes* pode produzir uma silagem digestiva, palatável e nutricional que, em combinação com outros alimentos, é bem aceita pelos bovinos e cordeiros (*Ad Hoc Panel on Aquatic Weeds* 1976, Gopal 1987). Sternberg (1956) relata a utilização de feno de plantas aquáticas na Ilha do Careiro perto de Manaus, durante os anos 1950. A secagem pode ser feita parcialmente no sol, mas pode ser melhorada no futuro com secadores solares.

Problemas cruciais de gestão se relacionam à capacidade de suporte das pastagens, que varia durante o ciclo hidrológico anual. O sobrepastoreio das pastagens nativas pode reduzir a diversidade de espécies. Um estudo realizado na várzea perto de Manaus mostra que em um período de 10 anos de pastoreio intensivo por búfalos a composição de espécies mudou, ocorrendo também redução da diversidade de plantas nativas (Conserva & Piedade 1998). A degradação da vegetação natural é acelerada pelos incêndios, que são usados pelos agricultores para limpar as pastagens. Muitas vezes, as queimadas descontroladas destroem a vegetação de grandes áreas, porque a floresta de várzea, que anteriormente atuou na contenção do fogo, foi removida. Mudanças no padrão de deposição de sedimentos e erosão sobre os pastos exauridos podem levar a fortes distúrbios e ao desenvolvimento de comunidades com baixa produtividade, dominadas por plantas anuais com uma elevada percentagem de neófitas. Para uma discussão mais detalhada a respeito da criação de gado e búfalos na várzea, consulte o Capítulo 10.

6.11 Fertilização do solo

O uso de macrófitas aquáticas, particularmente espécies flutuantes, para a fertilização do solo é comum em países asiáticos. O principal problema identificado refere-se aos custos de remoção, transporte, secagem e fragmentação ou moagem, o que torna este tipo de uso economicamente viável apenas em escala local (Esteves 1988). A importância da matéria orgânica para o crescimento das plantas foi demonstrada em um experimento de crescimento com plantas jovens de *Echinochloa polystachya* em uma planície alagável exposta durante a estação seca. O solo de algumas parcelas foi coberto com 1 kg de folhas por m^2 (peso seco) de *E. polystachya*; essas folhas liberaram 20 g de nitrogênio por kg de peso seco durante a decomposição (Piedade et al. 1997). Algumas parcelas receberam adubação com P e N, e algumas parcelas foram regadas. A falta de água, seguida pela deficiência de nitrogênio foram limitantes ao crescimento da planta. As parcelas não irrigadas cobertas com material orgânico mostraram um aumento de biomassa de 75% em comparação com as parcelas sem material orgânico; nas parcelas irrigadas a biomassa produzida foi 120% superior. A fertilização com nitrogênio conduziu a um aumento de biomassa de 70% e 92% em parcelas não irrigadas e irrigadas, respectivamente (Schlegel 1998). Piedade et al. (1994) mostraram que, durante a fase terrestre, algumas semanas sem

precipitação podem reduzir drasticamente o crescimento mesmo de plantas herbáceas nativas bem adaptadas.

Experimentos usando detritos orgânicos provenientes de macrófitas em decomposição para a fertilização de feijão alado, *Psophocarpus tetragonolobus*, mostraram resultados promissores, especialmente com a adição de calcário para correção do pH (Noda et al. 1978). Contudo, experimentos com tomates utilizando o mesmo material mostraram deficiência de nitrogênio (Junk 1980).

A fertilização da coluna de água em estandes de arroz utilizando *Azolla* spp. é comum, por exemplo, na Índia e no Vietnã (Ad Hoc Panel on Aquatic Weeds 1976). Há um aumento dos níveis de nitrogênio, devido à simbiose entre a planta e a cianobactéria *Anabaena azollae*, que vive em cavidades das folhas da planta (Cook et al. 1974). Embora em vários países *Azolla* seja considerada uma erva daninha, o uso de *Azolla pinnata* em plantações de arroz no Vietnã aumentou a produção de arroz em mais de 50% (Galston 1975).

Piscicultores russos e asiáticos têm considerado a fertilização de tanques de piscicultura com plantas aquáticas picadas benéfica, porque enriquece as teias alimentares, levando a uma maior produção de fitoplâncton e zooplâncton (Esteves 1988). Experimentos de alimentação com *Brycon cephalus*, o matrinxã, no INPA em Manaus, mostraram bons resultados com pastilhas contendo 20% de *Eichhornia crassipes* moída (Saint-Paul et al. 1981, Pereira Filho et al. 1987).

6.12 Outros usos

Em tempos históricos, a produção de papel ou derivados de celulose de plantas aquáticas tinha uma posição muito importante, especialmente no que diz respeito à espécie *Cyperus papyrus*. A análise das fibras do colmo de *Echinochloa polystachya* revelou seu potencial para a produção de papel de baixa qualidade. No entanto, a produção de papel não é economicamente viável por haverem melhores alternativas para este fim, como plantações de rápido crescimento de espécies de árvores, por exemplo, *Eucalyptus* spp. Além do uso de produtos de celulose, várias espécies, principalmente de Cyperaceae, são utilizadas em todo o mundo para fazer bolsas, tapetes, enfeites, e até mesmo pequenos barcos (*Ad Hoc Panel on Aquatic Weeds* 1976). Apenas nas áreas circundantes da cidade de Manaus, Junk & Piedade (1993b) encontraram 37 espécies desta família; no entanto, as plantas aparentemente não são utilizadas para esses fins atualmente.

Várias espécies de plantas aquáticas são utilizadas na construção civil, especialmente na Europa, principalmente para fazer telhados. As espécies mais comuns utilizadas pertencem aos gêneros *Phragmites*, *Typha* e *Scirpus* (Sculthorpe 1985, Esteves 1988). Telhados destes materiais são apreciados porque têm boas propriedades de isolamento térmico. Na região amazônica plantas aquáticas não são usadas na construção no momento e, possivelmente, elas não foram usadas no passado, especialmente devido ao crescimento de palmeiras ao longo dos rios, cujo uso das folhas é citado para a cobertura de casas (Bates 1979, Wallace 1979, Spix & Martius 1981).

A gramínea gigante *Gynerium sagittatum*, chamada localmente "flecheira", é muito utilizada na várzea amazônica para fazer escoras para apoiar culturas como pepino e feijão, e em algumas comunidades indígenas, o pedúnculo da inflorescência é utilizado

como flecha para pescaria. Os ribeirinhos também relatam o uso no passado de caules de algumas gramíneas vigorosas para fazer ornamentos, como é o caso de *Echinochloa polystachya*. Algumas espécies aquáticas e palustres da várzea são decorativas e poderiam ser usadas como plantas ornamentais, no entanto, com muito baixo potencial econômico para a região.

6.13 Discussão

A vegetação herbácea da várzea tem múltiplas funções para o ecossistema, devido à sua diversidade, grande extensão ocupada e alta produtividade. Densas comunidades de plantas aquáticas e terrestres reduzem a velocidade da corrente, diminuem a erosão, aumentam a deposição de sedimentos, e estabilizam barrancos lodosos na várzea e praias arenosas (Irion et al. 1997). As plantas aquáticas retiram da água grandes quantidades de nutrientes e são capazes de armazená-los em seus tecidos, e liberá-los quando se decompõem na terra ou na água. Plantas herbáceas terrestres agem como bombas de nutrientes que transportam nutrientes dos sedimentos para a água. Por causa da alta produtividade, grande biomassa e ciclos rápidos de crescimento e declínio, as comunidades de plantas herbáceas são de grande importância para os ciclos de nutrientes na várzea (Junk 1997b,c, Furch & Junk 1997b).

As altas taxas de produção primária resultam em grandes quantidades de biomassa que, no entanto, é principalmente reciclada através da via microbiana. Sob condições anaeróbicas, parte do carbono se transforma em metano e é liberado para a atmosfera. Apenas uma pequena parte do material orgânico entra em níveis mais elevados da cadeia alimentar.

As grandes comunidades de plantas são habitats importantes para muitos animais aquáticos, semiaquáticos e terrestres. As populações de invertebrados aquáticos alcançam grandes números e biomassa nas raízes de macrófitas aquáticas flutuantes. Capivaras, peixes -boi, tartarugas, jacarés, e várias espécies de aves usam as comunidades de plantas para abrigo e, em parte, como fonte de alimento. Para juvenis de muitas espécies de peixes comercialmente importantes, comunidades de plantas aquáticas são essenciais para alimentação e abrigo (Junk et al. 1997).

Pouco se sabe sobre o uso da vegetação herbácea pela população pré-colombiana (Capítulo 1). O arroz selvagem (*Oryza* spp.) provavelmente desempenhou um papel importante na dieta indígena. Plantas aquáticas provavelmente foram utilizadas para fertilizar plantações de culturas e para suprimir o crescimento de ervas daninhas. Muitas plantas herbáceas nativas, que são cultivadas hoje em jardins das casas dos ribeirinhos, indicam sua importância tradicional como plantas medicinais.

A ocupação da várzea pelos europeus levou a mudanças consideráveis na exploração dos recursos naturais, principalmente pelo aumento do desmatamento para extração de madeira, agricultura e pecuária (Capítulos 1 e 9). O desmatamento levou a um aumento das áreas cobertas por comunidades de plantas herbáceas. Hoje elas ocupam áreas mais altas na planície de inundação, que anteriormente não estavam à sua disposição. Isso permite que um número crescente de espécies neófitas menos tolerantes à inundação se estabeleça na várzea; essas plantas são introduzidas juntamente com sementes de culturas e pastagens artificiais. Ao mesmo tempo,

a forte redução de alguns importantes animais herbívoros nativos por meio da caça, por exemplo, capivaras, peixes-boi e grandes tartarugas de água doce, interrompe as importantes vias de nutrientes e transferência de energia aos níveis mais altos da cadeia alimentar.

A pecuária substituiu em parte o pastoreio por herbívoros nativos. No entanto, grandes rebanhos de gado e, principalmente, o búfalo asiático, tornaram-se destrutivos para a cobertura de vegetação nativa; há pouca experiência na gestão adequada dos animais e poucos estudos sobre a capacidade de suporte das pastagens naturais (Ohly 1987).

A sobrepastagem levou a uma alteração na composição das espécies e, provavelmente, a uma redução da biodiversidade. Na verdade, não há nenhum risco de extinção de espécies de herbáceas na várzea, com exceção de epífitas altamente especializadas que crescem em árvores da floresta de várzea. Mas a destruição em larga escala ou a degradação de comunidades de plantas herbáceas perenes ricas em biomassa pode mudar os padrões de erosão e deposição e reduzir a diversidade de habitats na várzea, com efeitos colaterais negativos sobre outros organismos, principalmente a ictiofauna. Portanto, é recomendável a criação de um conjunto de corredores para que durante as inundações os animais tenham acesso à água e às gramíneas nativas, mas também às porções mais altas das planícies alagáveis em busca de abrigo. Durante inundações intensas esses animais podem ser colocados em currais flutuantes (maromba). Manter a vegetação herbácea marginal em lagos de várzea pode ser fundamental, para evitar comprometer as populações de peixes, que são a fonte mais importante de proteína animal para a população humana local.

A criação de animais herbívoros nativos é muitas vezes considerada uma alternativa viável para o melhor aproveitamento das comunidades de plantas nativas. Capivaras foram utilizadas com sucesso nas savanas inundadas da Venezuela (Ojasti 1980). Na várzea amazônica, essa abordagem parece ser irreal porque a grande amplitude de inundação do Rio Amazonas permitiria a migração dos animais para outras áreas dificultando o controle das populações. Além disso, a caça ilegal poderia se tornar um grande problema.

A grande ameaça para a vegetação de várzea é o aumento do uso de fogo para limpeza de pastagens e cultivos. Plantas herbáceas nativas são adaptadas ao estresse de inundação, mas não ao fogo. Após serem desmatadas, as áreas nas porções mais elevadas das planícies de várzea ficam cobertos por plantas herbáceas e arbustos que podem queimar facilmente durante a fase terrestre depois de algumas semanas sem chuva. O fogo se espalha para áreas baixas, modifica o funcionamento e degrada comunidades de plantas nativas em favor de espécies neofíticas menos produtivas.

Do ponto de vista da alimentação humana, o uso de espécies de arroz silvestre *Oryza glumaepatula* e *O. grandiglumis* parece ser promissor, embora exija mais estudos sobre técnicas de manejo, além de estratégias de marketing adequadas. O uso de outras plantas aquáticas, por exemplo, *Neptunia oleraceae* e *Ipomea aquatica* como vegetais podem atingir importância local. Plantas medicinais exigem estudos fitoquímicos intensivos.

Capítulo 7

Aline Lopes, Kelvin Uchôa de Carvalho,
Layon Oreste Demarchi, Aurélia Bentes Ferreira &
Maria Teresa Fernandez Piedade

Impactos antrópicos nas várzeas amazônicas e seus efeitos sobre as macrófitas aquáticas

7.1 Introdução

A interação entre frequência, magnitude e previsibilidade do pulso de inundação permitiu a adaptação das plantas a diferentes regimes de inundação (Lytle & Poff 2004). As plantas das áreas alagáveis amazônicas apresentam uma grande gama dessas adaptações, graças à expressiva diversidade vegetal desses ambientes, composta de árvores, palmeiras, arbustos, lianas, herbáceas semiaquáticas e aquáticas (Junk & Piedade 1997). Isto se deve ao fato de que as espécies ocupando esses ambientes desenvolveram adaptações para superar as restrições decorrentes da redução periódica do oxigênio e da intensidade de luz disponíveis (Piedade et al. 2010a), podendo ocupar áreas onde a cota do nível do rio pode atingir até 10 m de amplitude, e a inundação exceder 230 dias ao ano (Junk 1989a).

Dentre as plantas que ocorrem nas áreas alagáveis as espécies que melhor se adaptaram à inundação são as macrófitas aquáticas. Devido à grande plasticidade morfológica e fisiológica que possuem, esse grupo de plantas é capaz de colonizar ambientes com as mais diversas características físicas e químicas. Segundo Sculthorpe (1985), durante o processo evolutivo, as plantas aquáticas retornaram do ambiente terrestre para o ambiente aquático, tendo desenvolvido progressivas adaptações para a vida aquática, que podem ser visualizadas pelos diferentes hábitos de vida: anfíbias, fixas com caules flutuantes, fixas com folhas flutuantes, emergentes, flutuantes livres emersas, flutuantes livres submersas e trepadeiras (Piedade et al. 2019, Figura 7.1). Cada um desses tipos biológicos reage diferentemente às oscilações do nível da água (Thomaz & Bini 2003), de maneira que a composição de espécies nas áreas alagáveis é alterada no decorrer no ciclo hidrológico (Piedade et al. 2010b).

Na região amazônica a presença de uma elevada diversidade e abundância de macrófitas aquáticas é típica dos ambientes de várzea ricos em nutrientes, como o Rio Amazonas. Nesses ecossistemas as plantas aquáticas contribuem de forma singular nos balanços de carbono e nas cadeias alimentares de detritos (Junk & Piedade 1993a), devido a

seu rápido crescimento, decomposição e ciclagem de nutrientes, resultante de sua elevada exigência nutricional (Piedade & Junk 2000). Já a distribuição das macrófitas aquáticas nas planícies de inundação depende da duração das fases aquática e terrestre, da estabilidade física do hábitat, que é influenciada pelos processos de sedimentação e erosão, pelos processos sucessionais relacionados com o período de vida e idade das plantas, e de impactos humanos (Piedade & Junk 2000, Lopes et al. 2016). Por aumentarem a heterogeneidade espacial (Thomaz 2002, Schiesari et al. 2003), essas espécies aumentam as possibilidades de colonização por organismos associados às áreas alagáveis, como peixes (Goulding 1980, 1983b, Sánchez-Botero & Araújo-Lima 2001), pássaros (Petermann 1997), anfíbios, mamíferos e répteis (Junk & Silva 1997), e um elevado número de invertebrados aquáticos (Junk 1973, Junk & Robertson 1997, Lopes et al. 2011).

As adaptações desenvolvidas pelas macrófitas aquáticas ao longo do processo evolutivo para enfrentar as modificações ambientais naturais levaram à sua especialização e distribuição em diferentes nichos nas áreas alagáveis amazônicas. Entretanto, as intervenções antrópicas como a construção de estradas, hidroelétricas, desmatamento e mineração de metais e petróleo vêm modificando esses ambientes (Lopes 2007). De maneira geral, as perturbações antrópicas levam ao empobrecimento biológico resultante do desaparecimento de parte das espécies da área afetada, e induzem também a explora-

Figura 7.1: Banco de macrófitas aquáticas no Rio Solimões (foto: Aline Lopes).

ção forçada de características adaptativas por parte dos organismos presentes na região sobre influência do impacto (Piedade et al. 2014). Especialmente nos ecossistemas de várzea, onde as macrófitas aquáticas são importantes produtoras primárias, informações sobre suas respostas a esses novos desafios ambientais são necessárias para subsidiar ações de mitigação e conservação ambiental e definir políticas públicas (Piedade et al. 2010b).

7.2 Desmatamento das várzeas e seus impactos sobre as plantas aquáticas

As taxas de desmatamento da Amazônia já atingiram o limite crítico de 20%, a partir do qual o ciclo hidrológico pode ser comprometido de maneira irreversível, não mais permitindo a existência da floresta tropical (Lovejoy & Nobre 2018). A maior parte desse percentual resulta da retirada da cobertura vegetal para estabelecer fazendas de criação de gado (Fearnside 2005). Os efeitos negativos desse desmatamento na biodiversidade e na atmosfera já são sentidos na quebra do equilíbrio ecológico da floresta e em mudanças na temperatura e no ciclo hidrológico (Davidson et al. 2012). As várzeas contêm cerca de 1.000 espécies arbóreas (Wittmann et al. 2006a) e, embora apenas poucas delas sejam comercialmente extraídas, essa extração é intensa (Wittmann & Oliveira-Wittmann 2010; Marinho et al. 2010), devido à facilidade e baixos custos do transporte de toras pelos rios, em comparação às estradas na terra-firme.

O desmatamento das florestas de várzea resulta na alteração das características físicas e químicas das águas adjacentes, permitindo a entrada da radiação solar, modificando a composição de espécies e o crescimento das macrófitas aquáticas, reguladas pela quantidade de nutrientes, luz e temperatura (Esteves & Camargo 1986). Isto favorece as espécies pioneiras, principalmente as gramíneas, abundantes dentre as macrófitas emersas/anfíbias na várzea (Junk & Piedade 1993b). Por outro lado, a retirada da vegetação pode resultar na intensificação dos processos erosivos levando ao aumento de turbidez da água e impossibilitando a sobrevivência de espécies de plantas submersas.

7.3 As hidroelétricas mudando a paisagem amazônica

Já existem 22 hidroelétricas em funcionamento na Bacia Amazônica (Aneel 2019). Além disso, o governo brasileiro já inventariou mais 33 áreas potenciais para a implantação de hidrelétricas ao longo dos rios com áreas alagáveis da Amazônia (Brasil 2017), com a previsão de serem construídas até o ano de 2026. Além disso, os governos do Peru, Bolívia e Equador planejaram 151 hidrelétricas na Amazônia Andina, afetando 5 dos 6 principais tributários do Rio Amazonas (Fearnside 2012). A análise do impacto potencial de seis hidrelétricas planejadas na região andina indica severas alterações na geomorfologia do canal dos rios da Bacia Amazônica, na fertilidade das áreas alagáveis e na produtividade aquática, devido à redução no aporte de sedimentos e nutrientes resultante do barramento (Forsberg et al. 2017).

A construção de hidrelétricas com a formação de grandes lagos muda completamente a paisagem, eliminando a planície alagável e transformando o sistema lótico em lêntico. Os efeitos negativos

são imensos e intensos e podem se estender por longas distâncias ao redor da área da hidrelétrica (Resende et al. 2019), com alguns efeitos somente percebidos depois de décadas (Assahira et al. 2017, Lobo et al. 2019), ou que ainda virão a ser conhecidos. Na Amazônia essas obras têm provocado enormes danos ambientais e problemas sociais, altos custos, baixa produção de energia, e grandes emissões de gases de efeito estufa (Kemenes et al. 2007, Fearnside 2015).

Mudanças no regime hídrico influenciam fortemente a flora e a fauna adaptada a condições específicas de flutuações do nível da água e de intensidades de correnteza (Figura 7.2). Junk & Nunes de Mello (1990) postularam que as plantas herbáceas reagem a essas mudanças muito mais rapidamente do que as árvores devido a seus ciclos de vida mais curtos. A mudança do sistema lótico para lêntico tende a favorecer as espécies flutuantes de macrófitas aquáticas, mas o aumento de sua densidade pode causar diversos impactos no ambiente aquático devido à elevada quantidade de matéria orgânica produzida que, quando se decompõe, libera nutrientes para o ambiente, provocando uma intensa fertilização das águas. Outro aspecto que pode afetar drasticamente o sistema é a substituição, durante a seca, de capins resistentes às inundações por capins típicos de savanas, com baixo valor nutritivo (Junk & Nunes de Mello 1990).

Figura 7.2: Fase terrestre bastante acentuada no Rio Madeira após o fechamento da barragem da Hidrelétrica de Santo Antônio (foto: Aline Lopes).

O desenvolvimento massivo de macrófitas aquáticas é um dos fenômenos biológicos mais alarmantes em represas tropicais (Junk & Nunes de Mello 1990). Dentre os muitos problemas relacionados com o desenvolvimento de macrófitas aquáticas pode-se destacar o aparecimento de doenças (como schistosomíasis – barriga d´água), a deterioração da qualidade da água pela grande produção e a decomposição de matéria orgânica, o impedimento da pesca e do tráfego de embarcações, o entupimento de canais de irrigação, a interferência em plantações, por exemplo, de arroz, o aumento da evapotranspiração e o impedimento de atividades turísticas (Junk & Nunes de Mello 1990).

Cunha-Santino & Bianchini-Jr. (2002) apresentam uma série de efeitos da infestação de macrófitas aquáticas particularmente em reservatórios tropicais: "(i) o aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), em consequência da morte e decomposição desses vegetais; (ii) a redução das taxas de trocas gasosas entre o ambiente aquático e a atmosfera; (iii) a interferência na produção primária fitoplanctônica e nos demais níveis tróficos; (iv) a formação de ambiente favorável para o crescimento de insetos e moluscos com implicação médico-sanitária; (v) o incremento da evapotranspiração; (vi) a interferência na operação dos sistemas geradores de energia das usinas hidrelétricas, pela necessidade de remoção periódica de biomassa vegetal acumulada nas grades de proteção das tomadas da água; (vii) a redução do potencial de usos múltiplos, devido às interferências em atividades tais como: navegação pesca, natação, esportes náuticos e outras atividades de lazer; (viii) a retenção de elementos minerais, tais como o nitrogênio e o fósforo".

7.4 Os custos do desenvolvimento econômico da Amazônia para suas áreas alagáveis

A colonização da Amazônia procurou concentrar os povoados nas calhas dos rios mais centrais da região, principalmente ao longo das várzeas do Rio Amazonas (Cruz 2003). Estas áreas, cujos solos são relativamente ricos em nutrientes vêm sendo há muitas décadas utilizadas para a agricultura e pecuária pelas populações tradicionais. Entretanto, desde a década de 1960, com a implantação da Zona Franca de Manaus, o número de indústrias, bem como o contingente populacional vêm aumentando consideravelmente. Juntamente com essa expansão humana, vieram inúmeros problemas cujos impactos, até o momento, ainda foram pouco estudados (Piedade et al. 2014). Entre eles os mais notórios por alterarem de forma evidente a paisagem amazônica são as mudanças de uso da água e a construção de pontes e estradas (Ramos et al. 2018). Com a concentração populacional aumentou também a demanda energética, o que levou à construção de barragens e à prospecção de petróleo na região (Piedade et al. 2014).

As primeiras descobertas de petróleo na Amazônia ocorreram em 1954, quando a Petrobras encontrou quantidades não comerciais nas cidades de Nova Olinda do Norte, Autás Mirim e Maués (AM). Em 1976 foi feito o primeiro levantamento de sísmica de reflexão na bacia do Rio Solimões. A partir de 1978, com a descoberta da província gaseífera do Juruá, as pesquisas de petróleo na bacia do Solimões foram intensificadas (Benchimol 1979). Em 1986 foi descoberto petróleo na província do Urucu, e desde então grandes

reservas de óleo têm sido encontradas nas proximidades do Rio Urucu, um tributário do Rio Solimões (Lopes 2007).

A exploração das grandes reservas de petróleo nas proximidades do Rio Urucu colocou o Estado do Amazonas em uma posição de destaque nacional. Atualmente o Amazonas é o terceiro maior produtor de gás natural dentre os estados brasileiros, produzindo 4.756,4 milhões de m^3 no ano de 2017 (ANP 2018), ficando atrás somente do Rio de Janeiro e São Paulo, ambos com exploração no mar; o Estado do Amazonas detém ainda a posição de terceiro maior produtor terrestre de petróleo do Brasil, com uma produção 7.482.000 barris de petróleo em 2017 (ANP 2018).

Em 1998 foi construído um poliduto, com 285 km de extensão, para o transporte de óleo e gás entre Urucu e Coari, cidade mais próxima da base petrolífera. Desde 2009 o gás é transportado pelo gasoduto Urucu-Coari-Manaus com 663,2 km de extensão com a finalidade principal de geração de energia em usinas termoelétricas (760 MW). A partir de Coari o petróleo é posteriormente transportado por navios pelo Rio Solimões até a Refinaria Isaac Sabbá, em Manaus (Petrobras 2010). A Refinaria possui capacidade de produção diária de 46 mil barris, 90% dos quais correspondem ao petróleo de Urucu (Petrobras 2015). Esse petróleo é extremamente leve, com grau API (escala arbitrária criada pelo *American Petroleum Institute*–API) de 45,8 (Petrobras 2015), e seus principais derivados são o gás liquefeito do petróleo

Figura 7.3: Poliduto para transporte de gás e petróleo em meio a floresta amazônica em Coari, Estado do Amazonas (foto: Aline Lopes).

(G.L.P.), nafta petroquímica, gasolina, querosene de aviação, óleo diesel, óleos combustíveis, óleo leve para turbina elétrica e óleo para geração de energia (Petrobras 2010).

A extração, o armazenamento e, especialmente, o transporte de petróleo são atividades que trazem um risco em potencial e podem causar danos irreparáveis ao ambiente (Daly 1989, Keramitsoglou et al. 2003, Figura 7.3). O impacto ambiental é tido por alguns autores como uma consequência inevitável da industrialização e desenvolvimento econômico de um país (Chow et al. 2003, Osuji & Onajake 2006). Entretanto, a preocupação mundial a esse respeito aumentou diante de eventos de graves proporções como o derramamento de petróleo pelo petroleiro Exxon Valdez no Alasca, em 1989, cujos inúmeros efeitos foram monitorados e relatados ao longo dos anos, apontando a necessidade de se prever impactos ecológicos decorrentes dessa atividade (Peterson et al. 2003).

O derramamento de petróleo de grande ou pequeno porte pode ocorrer em áreas continentais, costeiras ou até mesmo nos manguezais. Estes derramamentos, em sua maioria, prejudicam a flora e fauna local das áreas atingidas (Muratova et al. 2003). Embora os efeitos do petróleo sobre a fauna e flora em ambientes marinhos e terrestres sejam bem documentados, em ambientes aquáticos continentais existem poucos trabalhos realizados, apesar dos acidentes envolvendo derramamentos de petróleo e derivados que vêm ocorren-

Figura 7.4: Proliferação de macrófitas no Lago Cururu na região de Manaus, 10 anos após derramamento de petróleo (foto: Aline Lopes, 2009).

do frequentemente nos últimos anos no Brasil (Noronha et al. 2018).

Na região amazônica há uma acentuada escassez de estudos avaliando os efeitos do petróleo sobre a biota, especialmente sobre a vegetação, inexistindo trabalhos em campo abordando a fitorremediação e a mitigação dos danos provocados por derramamentos. Derramamentos de petróleo na região amazônica de países limítrofes, como o Peru e a Venezuela são citados, mas praticamente inexistem informações sobre os impactos provocados. Por isso, o derramamento de petróleo na Amazônia pode se tornar um sério problema para as áreas alagáveis expostas a esse risco (Lopes 2007). Couceiro et al. (2006, 2007) avaliaram os efeitos de rejeitos domésticos e do derramamento de petróleo no Lago Cururu em Manaus (AM), ocorrido em agosto de 1999, devido ao rompimento de um oleoduto. Este estudo concluiu que a riqueza da entomofauna litoral no solo do lago poluído era menor que no controle não perturbado, o Igarapé Cristalino, devido aos efeitos diretos e indiretos dos poluentes. Já a riqueza de macrófitas aquáticas mostrou-se maior no Lago Cururu que no controle, e similar ao igarapé com nível intermediário de poluição, o Igarapé Bom Jardim, devido ao alto grau de eutrofização dos dois igarapés, não sendo possível a separação do efeito de eutrofização do efeito da contaminação por petróleo (Forsberg et al. 2001). Atualmente, 10 anos após o derramamento pode-se observar uma grande proliferação de macrófitas aquática nesse lago, incomum a ambientes de água-preta (Figura 7.4). Essa proliferação pode resultar do enriquecimento do ambiente por eutrofização pelos rejeitos domésticos, e pelo fato de que o petróleo derramado era pesado e viscoso, sendo formado por hidrocarbonetos de cadeia longa, dificilmente absorvidos pelas plantas. Como veremos no próximo tópico, óleos leves como o de Urucu são mais tóxicos que os pesados, pois penetram mais facilmente nos tecidos vegetais (Lopes & Piedade 2014).

7.5 Os impactos de petróleo nas macrófitas aquáticas da várzea amazônica

Na eventualidade de ocorrer um derramamento de petróleo na Amazônia brasileira, as áreas mais afetadas provavelmente serão as planícies de inundação mais populosas e férteis, as várzeas, dos rios Solimões e Urucu. Nesses ambientes a ciclagem de nutrientes depende do pulso de inundação (Junk et al. 1989) e, por isso, os nutrientes, assim como os poluentes, são reincorporados ao ambiente a cada ciclo hidrológico. Além disto, por serem as várzeas as áreas que concentram a maior população rural, especialmente do Estado do Amazonas, sua contaminação prejudicaria importantes atividades econômicas como a pesca, agricultura e o turismo, bases da economia das populações residentes (Junk et al. 2000a).

A maioria dos estudos avaliando os impactos de petróleo sobre a biota das áreas alagáveis amazônicas foi feito com peixes (Val & Almeida-Val 1999). A comunidade de plantas aquáticas, com sua multiplicidade de hábitos e estreita adaptação à previsibilidade do pulso de inundação pode reagir de diversas formas ao impacto de fatores estressantes como um derramamento de petróleo. Por exemplo, para alguns grupos como as macrófitas aquáticas flutuantes, as taxas de crescimento são diretamente

proporcionais à intensidade e quantidade de luz e nutrientes disponíveis (Petrucio & Esteves 2000). Para outras vivendo em condições de submersão, obstruções da coluna de água podem influenciar negativamente o crescimento. Em muitas plantas aquáticas, além das raízes, as folhas estabelecem contato direto com a água, podendo, assim, atuar também na absorção de nutrientes (Oliveira et al. 2001). Desta forma, o petróleo pode afetar as plantas fisicamente agindo como uma barreira sobre as folhas impedindo a penetração da luz, e quimicamente, pela absorção de compostos tóxicos pelas raízes e folhas. Vários são os compostos tóxicos encontrados na constituição do petróleo, principalmente hidrocarbonetos, alcanos, alcenos, ácidos naftênicos, cicloalcanos, enxofre, nitrogênio, oxigênio, e menores quantidades de elementos como cálcio, cobre, vanádio, níquel e urânio (Baker 1970). O petróleo mais leve é composto por moléculas menores, com baixa viscosidade, que penetram mais facilmente nos tecidos das plantas, sendo por isso mais tóxico em comparação ao petróleo mais pesado (Dorn et al. 1998, Inckot et al. 2008).

Poucos são os estudos realizados avaliando o impacto do petróleo de Urucu sobre as plantas aquáticas da região, e todos mostram sua alta toxicidade. Embora escassos esses trabalhos tratam de algumas espécies-chave de ocorrência nas várzeas amazônicas, importantes pela elevada produção de biomassa e produtividade, e por representarem os hábitos predominantes dentre as macrófitas aquáticas desses ambientes. Essas espécies são a gramínea emergente, *Echinochloa polystachya* (Poaceae) (Lopes et al. 2009, Lopes & Piedade 2009, 2010, 2011, 2014) e a espécie flutuante *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) (Lopes et al. 2009, Lopes & Piedade 2014). Além disso, a espécie flutuante *Pistia stratiotes* (Araceae) também foi motivo de experimentos com adição de petróleo de Urucu (Silva & Camargo 2007). Finalmente, a macrófita aquática submersa *Egeria densa* (Hydrocharitaceae) foi avaliada quantos aos efeitos do petróleo de Urucu (Victório et al. 2006), embora esta espécie não ocorra no Rio Solimões.

Echinochloa polystachya, popularmente conhecida como canarana, é fundamental ao ecossistema de várzea por apresentar altos valores de produtividade primária, 108 t/ano, servindo de alimento e abrigo para diversas espécies de animais aquáticos (Piedade et al. 1991). O petróleo de Urucu afetou a capacidade de reprodução vegetativa da espécie, diminuindo em 50% o rebrotamento com uma dosagem de 0,46 L/m^2 de solo em relação ao controle (Figura 7.5). O crescimento das plantas que rebrotaram foi prejudicado com uma redução de 50% de biomassa aérea no tratamento de 0,12 L/m^2 de solo em relação ao controle (Lopes & Piedade 2009). O período de plantio também influenciou a capacidade de rebrotamento de *E. polystachya* em solo contaminado, pois as plântulas estabelecidas no período de temperaturas mais elevadas (setembro-novembro) apresentaram menores índices de rebrotamento e de biomassa que aquelas plantadas no período de temperaturas mais amenas (julho-setembro). Provavelmente, isso se deve à redução da viscosidade do petróleo em função da temperatura, o que facilitaria sua absorção pelas plantas (Lopes & Piedade 2010). Já as plantas jovens, com 30 dias de plantio, se mostraram mais resistentes ao petróleo, porém, essas tiveram seu desenvolvimento extremamente

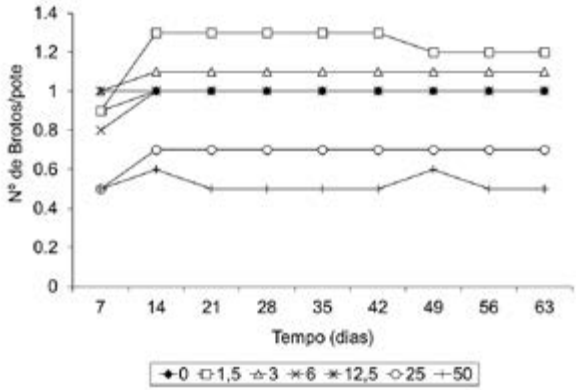


Figura 7.5: Efeito do petróleo de Ururu sobre o rebrotamento (média de brotos por unidade amostral) de *Echinochloa polystachya* (Lopes & Piedade 2009).

prejudicado, tendo sua dosagem letal mediana (DL_{50}) estimada em 0,47 L/m² em 4 dias. Além disso, outros parâmetros analisados como o número de folhas, biomassa aérea e de raízes foram prejudicados pela exposição ao petróleo (Lopes et al. 2009). Já a análise do efeito da dosagem sobre a biomassa em diferentes tempos após a adição (1, 5, 10 e 20 dias) mostrou que o tempo de exposição é um fator determinante para o efeito do petróleo causando redução da proporção biomassa viva/total aos 20 dias de exposição a 1,32 L/m² de petróleo (Lopes & Piedade 2011).

A herbácea aquática flutuante *Eichhornia crassipes*, conhecida como mureru, aguapé ou jacinto-d'agua foi exposta a tratamentos com o petróleo de Urucu em diversas condições experimentais, o que pode ter influenciado os diferentes resultados obtidos. Crema et al. (2011) observaram que a dosagem de 3,00 L/m² provocou a morte de *E. crassipes*. Já Prado & Rubin (2003) demonstraram que quantidades de 1,00 mL/L de água foram limitantes para o desenvolvimento desta mesma espécie, após 90 dias de exposição. Lopes et al. (2009) estimaram em 1,24 L/m² a DL_{50} para *E. crassipes* em 91 dias de exposição e observaram efeitos sobre a organização celular em plantas expostas a 15,89 L/m² de petróleo por 90 dias (Figura 7.6). A relação biomassa viva/total da espécie foi afetada em dosagens de 1,32 L/m² e com 15 dias de exposição, havendo uma redução de 60,2% em relação ao controle (Lopes & Piedade 2014). Esta espécie possui uma grande capacidade de estocar nutrientes em sua biomassa e por isso é utilizada para tratamento de águas contaminadas com diversos tipos de poluentes (Desougi 1984, Vora & Rao 1988, Oke & Elmo 1990). Nos estudos realizados na Amazônia Central, embora esta espécie tenha apresentado maior resistência que *E. polystachya*, ela se mostrou também bastante sensível ao petróleo, tendo seu possível uso como fitorremediadora restrito a áreas com baixas quantidades de petróleo de Urucu (Lopes & Piedade 2014).

A adição do petróleo de Urucu em meio contendo a alface d'agua, *Pistia stratiotes*, levou à redução de aproximadamente 50% da biomassa após 21 dias de exposição, e à mortalidade de todos os indivíduos após 98 dias em

dosagens de 0,30 L/m² (Silva & Camargo 2007), mostrando que *P. stratiotes* é mais sensível ao petróleo de Urucu que *E. crassipes*.

Finalmente, em um estudo realizado com *Egeria densa* utilizando o óleo de Urucu, Victório et al. (2006) observaram um aumento da biomassa total após a exposição por 20 dias a dosagens de petróleo de 0,06 L/m² e 0,12 L/m². Tal resultado sugere que essa planta é beneficiada pela exposição, embora análises da fotossíntese da espécie indiquem perda da atividade em concentrações de 0,12 L/m² de petróleo. Os autores atribuem o aumento da biomassa obtido para *E. densa* a seu hábito submerso enraizado, o que impediria, em um primeiro momento, contato direto com o poluente concentrado na lâmina da superfície da água, podendo ainda se beneficiar do enriquecimento do meio com carbono inorgânico. Entretanto, assim que as fases solúveis do petróleo foram liberadas para o meio, os efeitos tóxicos se intensificaram na coluna de água e nos sedimentos, e a planta reagiu por meio da redução da incorporação de carbono (Victório et al. 2006).

A alta toxicidade do petróleo leve de Urucu para as plantas estudadas é evidente quando comparado a outros tipos de petróleo (Tabela 7.1). Espécies como *Spartina alterniflora* e *S. patens* quando expostas ao petróleo pesado do Sul da Louisiana só mostraram inibição de crescimento em dosagens superiores a 8,00 L/m² de solo (Lin & Mendelssohn 1996). Porém, *S. alterniflora* quando exposta ao óleo combustível

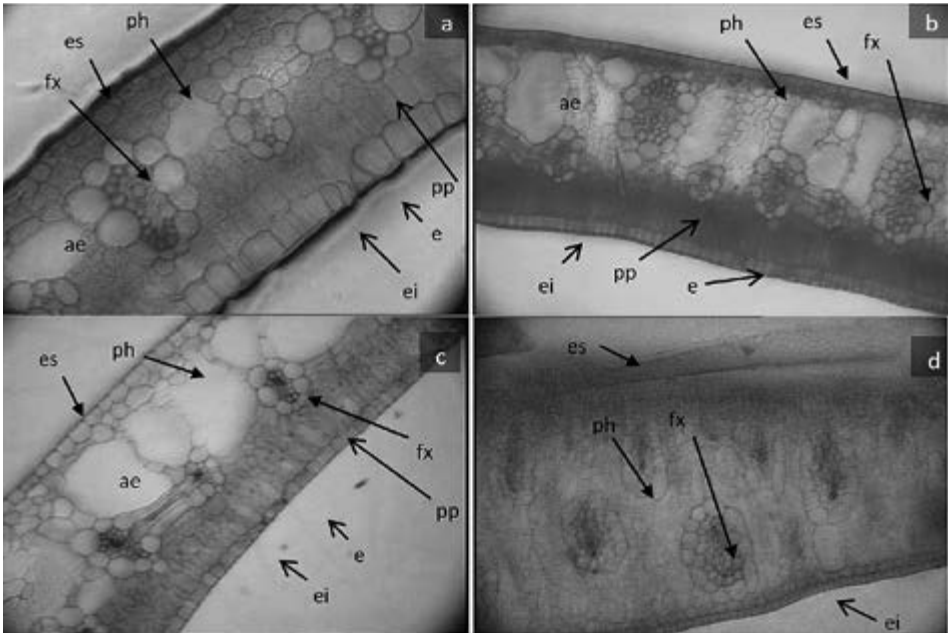


Figura 7.6: Secções transversais das folhas de *Eichhornia crassipes* após 90 dias de exposição ao petróleo cru de Urucu, nas dosagens de: a) 0; b) 2,64; c) 5,29; d) 15,89 L/m² de água; ei (epiderme inferior), es (epiderme superior), pp (parênquima paliçádico), ph (parênquima homogêneo), ae (lacuna do aerênquima), e (estômato), fx (feixes vasculares). Aumento de 400x para o controle e 200x para os demais tratamentos (Lopes et al. 2009).

Tabela 7.1: Efeito de diferentes tipos de petróleo sobre a biomassa de herbáceas aquáticas (SDS: sem diferença significativa).

Tipo de Petróleo	Espécie (tipo ecológico)	Dosagens (L/m²)	Tempo de exposição (dias)	Efeito na biomassa aérea	Referência
Cru do Sul da Louisiana (CSL)	*Spartina alterniflora* (emergente)	4/8/16/24	120	SDS	Lin & Mendelssohn (1996)
CSL	*Spartina patens* (emergente)	8/16/24	120	Significante redução	Lin & Mendelssohn (1996)
CSL	*Sagittaria lancifolia* (emergente)	16/24	120	Aumento da biomassa	Lin & Mendelssohn (1996)
Nº 2	*S. alterniflora*	2,5/5/7,5/10/15/ 20	90	Significante redução	Lin et al. (2002)
CSL	*S. alterniflora* e *S. patens*	2	90	Significante redução	DeLaune et al. (2003)
Cru da Arábia média (AMC)	*S. alterniflora* e *S. patens*	2	90	Significante redução	DeLaune et al. (2003)
AMC/ CSL	*Panicum hemitomon*, *Sagittaria lancifolia*, *Typha latifolia* e *Scirpus olneyi* (emergentes)	2	90	SDS	DeLaune et al. (2003)
Cru de Urucu	*E. crassipes*	3,1/5,1/8,1/11/ 14	90	SDS	Prado & Rubin (2003)
Cru de Urucu	*Egeria densa* (submersa enraizada)	0,061/0,122	20	Aumento da biomassa	Victório et al. (2006)
Cru de Urucu	*Pistia stratiotes* (flutuante)	0,1/0,2/0,3	98	Significante redução	Silva & Camargo (2007)
Cru de Urucu	*E. polystachya* (emergente)	0,12/0,23/0,46	70	Significante redução	Lopes & Piedade (2009)
Cru de Urucu	*Eichhornia crassipes* (flutuante)	1,5/3	-	Significante redução	Crema et al. (2011)
Cru de Urucu	*E. crassipes*	0,5		SDS	Crema et al. (2011)
Cru de Urucu	*Echinochloa polystachya* (emergente)	2,64	5 e 15	Significante redução	Lopes et al. (2012)
Cru de Urucu	*E. crassipes*	15,89	20	Significante redução	Lopes & Piedade (2014)

Nº 2 (leve), sofreu redução da biomassa em dosagens acima de 2,50 L/m² de solo. Estas diferenças se devem, dentre outros fatores, à densidade do petróleo. O petróleo de Urucu é considerado leve porque contém 15,0% de hidrocarbonetos aromáticos (pesados), 20,2% de compostos naftalênicos (médios) e 64,8% de compostos parafínicos (leves) (Petrobras 2010). Os óleos leves atuam em nível celular, alterando a permeabilidade da membrana ou interrompendo vários processos do metabolismo vegetal, e seus efeitos parecem ser imediatamente tóxicos às plantas, enquanto óleos mais pesados causam danos físicos, provocando asfixia e impedindo a troca de gases (Pezeshki et al. 2000, Pezeshki & DeLaune 2015). Isto pode explicar a desagregação celular observada pela análise morfológica e anatômica de *E. crassipes* nos tratamentos de dosagens 5,29 e 15,89 L/m² de petróleo de Urucu (Figura 7.6).

7.6 Valoração dos impactos decorrentes do petróleo na Bacia do Rio Solimões

Os investimentos em programas de desempenho ambiental são fundamentais para prevenir impactos decorrentes da extração e transporte de petróleo. Anualmente no Brasil são destinados milhares de reais em processos operacionais para aprimorar e adquirir novas tecnologias para a extração de hidrocarbonetos, de forma a minimizar os possíveis impactos ambientais e diminuir o desperdício dos produtos extraídos (Amaral 2003). Seguindo as leis ambientais em vigor no país, a Petrobras desenvolveu os Programas Excelência em Gestão Ambiental e Segurança Operacional (PEGASO), Segurança de Processo (PSP), e Segurança ao Meio Ambiente e à Saúde (SMS), com o propósito de atuar nas áreas de: prevenção, contingência, resíduos, efluentes, emissões, gestão, relacionamento com a sociedade e segurança de trabalho (Amaral 2003).

A análise dos demonstrativos financeiros da Petrobras durante o período de 2005 e 2012 indica que os investimentos aplicados por essa empresa nos programas PEGASO, PSP e SMS foram substancialmente elevados (Tabela 7.2). Especialmente nos anos de 2007 a 2009, quando os três programas foram contemplados, o valor anual investido foi superior a cinco milhões de reais. Entretanto, a falta de detalhamento nos demonstrativos e análises financeiras relatados impossibilita determinar o exato montante de recursos destinado para esses programas na Província Petrolífera de Urucu no Amazonas.

Devido à complexidade dos processos que envolvem a exploração de petróleo, os procedimentos de valoração de danos causados ao meio ambiente não são de fácil aplicação. Um estudo aprofundado sobre os possíveis impactos ambientais relacionados à construção do gasoduto entre Coari e Manaus, do GLPduto entre Coari e Manaus, e do GLPduto entre Urucu e Coari pode

Tabela 7.2: Investimentos nos programas PEGASO, PSP e SMS da Petrobras.

Ano	Programa Investido	Valor (R$)
2005	PSP e PEGASO	1.279.151
2006	PSP e PEGASO	1.223.000
2007	SMS, PSP e PEGASO	5.404.000
2008	SMS, PSP e PEGASO	5.134.000
2009	SMS, PSP e PEGASO	5.086.581
2010	SMS, PSP e PEGASO	4.673.000

Fonte: Dados retirados das análises financeiras entre o período de 2005 a 2010 da Companhia Petrobras S/A.

ser encontrado no Relatório de Impactos ao Meio Ambiente (PIATAM 2008). Esse relatório mostrou que a maioria dos métodos de avaliação dos impactos e de valoração derivou de estudos de pesquisadores de diversas áreas de conhecimento, porém, nenhum deles contemplou a contabilidade ambiental. Essa lacuna na análise dos quantitativos financeiros ligados aos danos ambientais decorrentes da extração de petróleo em Urucu impossibilita estabelecer o passivo ambiental envolvido, os reais impactos e as possíveis multas por danos ambientais a serem aplicadas (Carvalho et al. 2013).

7.7 Mudanças climáticas e seus impactos nas várzeas e suas macrófitas aquáticas

Dados do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC 2013) mostram para as próximas décadas aumentos de temperatura e nível médio do mar no mundo todo, com aumento da frequência de eventos extremos de secas e de chuvas. Conforme o IPCC estas alterações não se devem às variações naturais que ocorrem com o clima, mas sim às atividades realizadas pelo homem no planeta a partir do século 19. Entre elas são citadas a revolução industrial e emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) por queima de combustíveis fósseis, queimadas e desmatamento.

As alterações do clima de origem antropogênica têm grandes impactos sobre a biodiversidade das áreas úmidas, pois levam a modificações na hidrologia e hidroquímica das águas, modificando a duração e frequência de alagamentos, aumentando a erosão do solo, a evapotranspiração e a propensão ao fogo. Em áreas alagáveis da Amazônia, anos consecutivos de secas ou cheias extremas podem impactar a vegetação substituindo espécies vulneráveis por outras mais tolerantes às novas condições (Piedade et al. 2013). Isto leva à perda de biodiversidade, o que é negativo para os ecossistemas e principalmente para os povos tradicionais que dependem dos recursos da floresta.

Experimentos em microcosmos têm mostrado a alta sensibilidade de espécies arbóreas e herbáceas a valores extremos de CO_2 e temperatura (Cavalcante 2015, Lopes et al. 2018). Sementes de *Montrichardia arborescens*, macrófita aquática amazônica de grande porte, foram colocadas para germinar e tiveram as mudas produzidas monitoradas por cinco meses em quatro microcosmos: 1) Controle: temperatura e nível de CO_2 ambiente, 2) Moderado: Controle +1,5 °C e +200 ppm de CO_2, 3) Intermediário: Controle +2,5 °C e +400 ppm de CO_2 e 4) Extremo: Controle+ 4,5 °C e +850 ppm de CO_2. Curvas rápidas de luz e valores de Fv/Fm (fluorescência da clorofila a) mostraram uma diminuição na taxa de transporte de elétrons em resposta à elevação da concentração de CO_2 e temperatura. Os tratamentos moderado e intermediário estimularam a produção de biomassa, enquanto os tratamentos extremo e controle produziram resultados semelhantes e menores que os tratamentos moderados (Lopes et al. 2018, Figura 7.7). Desta forma, mudanças climáticas severas podem influenciar negativamente a acumulação de carbono em espécies de plantas aquáticas amazônicas. Considerando as múltiplas funções e importância ecossistêmica das macrófitas aquáticas nas áreas úmidas da Amazônia, mais estudos são necessários para prever o seu destino em uma perspectiva de mudanças climáticas globais.

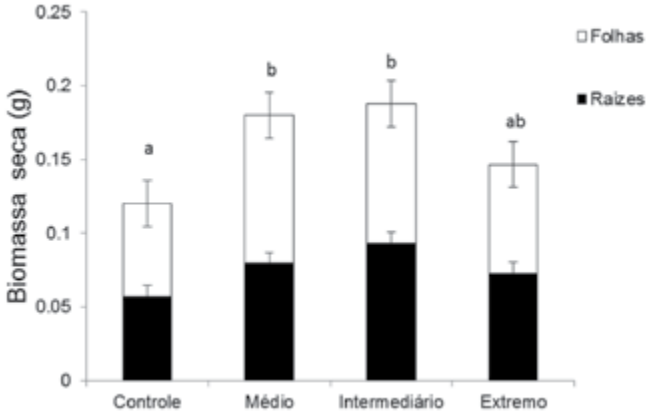


Figura 7.7: Biomassa seca (folhas e raízes) de *Montrichardia arborescens* em quatro tratamentos no microcosmos. Médias com erro padrão (adaptado de Lopes et al. 2018).

7.8 Discussão

Ao longo do tempo, as mudanças ambientais interferem na distribuição das espécies, já que a ocorrência de uma espécie está associada às características atuais do ambiente e também aos eventos de mobilidade, exclusão e ingresso de populações que ocorreram em resposta a mudanças de fatores físicos e edáficos ao longo do tempo (Sculthorpe 1985, Hoffmann & Sgrò 2011). Fatores estressantes, ou seja, condições desfavoráveis para o crescimento e desenvolvimento das plantas podem ocorrer sazonalmente ou permanentemente em um determinado ambiente (Larcher 2000). Os fatores estressantes induzem o desenvolvimento de respostas adaptativas nas plantas, que variam com a intensidade do estresse e envolvem mudanças nas rotas do metabolismo primário (Taiz & Zeiger 2004).

As atividades humanas vêm causando impactos em todos os níveis da biodiversidade, desde o nível ecossistêmico até o nível genético (Templeton et al. 2001, Crispo et al. 2011). Os organismos desenvolveram adaptações ao longo do processo evolutivo para enfrentar as modificações ambientais naturais, e esta especificidade de respostas pode também contribuir negativamente para a sobrevivência das espécies em face a desafios agudos, como os de origem antrópica, tais como a construção de hidroelétricas, estradas, extração de minerais e petróleo (Brauner et al. 1999, Val & Almeida-Val 2004, Lopes et al. 2009, Piedade et al. 2014). Atualmente, com as mudanças ambientais ocorrendo em escala global, notadamente a elevação da concentração atmosférica de CO_2 (IPCC 2013), muitas espécies terão que se adaptar a essa dinâmica, ou haverá uma probabilidade cada vez maior de extinção (Templeton et al. 2001, Bellard et al. 2012).

As mudanças ambientais, em decorrência do aumento da temperatura e dos níveis de dióxido de carbono podem ter efeitos marcantes sobre a flora e a fauna das áreas alagáveis. A oscilação do nível das águas torna estas áreas frágeis, por isso, as mudanças ambientais são preocupantes, sendo necessário estimar a capacidade adaptativa e a resiliência do sistema. Para isso, é fundamental encontrar marcadores biológicos sensíveis e adequados que permitam desenvolver e propor estratégias de conservação. Di-

versos estudos estão sendo realizados para determinar os efeitos do CO_2 nas macrófitas aquáticas amazônicas e os resultados disponíveis até o momento indicam que níveis extremos de CO_2 em conjunto com altas temperaturas causam a inibição do crescimento dessas plantas (Lopes et al. 2018).

A riqueza de herbáceas registrada para as áreas alagáveis amazônicas é elevada, chegando a cerca de 400 espécies (Junk & Piedade 1993b). É de se esperar que no caso de ocorrerem acidentes envolvendo derramamentos de petróleo, várias dessas espécies poderão sofrer importantes impactos negativos. Diante disso, é evidente que os estudos avaliando os efeitos do petróleo de Urucu sobre outras espécies de macrófitas aquáticas ainda não estudadas são fundamentais. Entretanto, levando em conta a ampla distribuição, produção de biomassa e papel ecológico das espécies já avaliadas, particularmente *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes*, alguns cenários sobre uma eventual contaminação massiva dessas plantas podem ser discutidos. Quais seriam as implicações da elevada mortalidade dessas espécies devido à ação do petróleo de Urucu para a várzea amazônica?

Além dos peixes como o *Arapaima gigas* (pirarucu), que possuem respiração aérea obrigatória, e com isso podem se contaminar com a fração flutuante do óleo, diversos peixes da Amazônia se alimentam de invertebrados terrestres que ficam sobre as macrófitas aquáticas durante o período de inundação da várzea, como o *Parauchenipterus galeatus* (cangati), o *Mylossoma duriventre* (pacú-manteiga) e o *Triportheus elongatus* (sardinha) (Claro-Jr. et al. 2004). Além disto, o ambiente formado pela trama de raízes de muitas plantas aquáticas se constitui em um importante refúgio e fonte de alimento para assembleias de peixes da várzea amazônica, como verificado, por exemplo, para *Eichhornia crassipes* (Botero et al. 2003). A morte em massa dessas plantas, ou mesmo a contaminação de suas folhas e raízes pelo petróleo, causaria o aumento da exposição dos peixes ao óleo, além daquela decorrente de sua introdução na água. Outros animais, como o peixe-boi (*Trichechus inunguis*), utilizam plantas aquáticas como principal item alimentar (Crema et al. 2019), destacando-se *E. polystachya* (13,8%), *E. crassipes* (11,2%) e *Pistia stratiotes* (6,4%), que juntas constituem quase um terço (31,4%) da dieta alimentar dessa espécie amazônica (Colares & Colares 2002). A morte dessas plantas poderia provocar uma redução drástica na oferta de alimento para este mamífero, já considerado vulnerável na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira em Perigo de Extinção de 2005 (MMA 2014) e da *IUCN Red List of Threatened Species* (IUCN 2016). Assim, é evidente que um derramamento de petróleo nas várzeas, além de causar sérios danos à flora, indireta ou diretamente poderá causar danos também a inúmeros componentes da fauna desses ambientes.

Finalmente, além das questões ligadas às cadeias tróficas das áreas alagáveis, um dos efeitos preocupantes da mortalidade massiva de macrófitas aquáticas, principalmente de *E. polystachya*, seria a incorporação de uma enorme quantidade de biomassa morta ao sistema, aliada à quantidade de carbono que deixaria de ser fixada por estas plantas, calculada por Piedade et al. (1991) em 3,99 kg de carbono por m^2. A supressão desse importante componente do sistema, associada a uma elevada liberação de carbono pode levar a impactos de grande magnitude nas várzeas amazônicas.

Capítulo 8

Florian Wittmann, Maria Teresa Fernandez Piedade, Jochen Schöngart, Astrid de Oliveira Wittmann & Wolfgang J. Junk

Composiçao florística, diversidade, fitogeografia e evolução das florestas alagáveis amazônicas

8.1 Introdução

A elevada precipitação e sua sazonalidade, em combinação com as inclinações em geral pouco acentuadas das terras baixas amazônicas levam à existência de áreas sazonalmente alagáveis ao longo dos principais sistemas de rios amazônicos. Estas áreas cobrem uma área de cerca de 750.000 km^2 (Melack & Hess 2010, Wittmann & Junk 2016). Quando influenciadas por rios de águas-brancas, com altas cargas sedimentares ricas em nutrientes, de origem andina ou pré-andina, são denominadas de várzeas. Por outro lado, quando são influenciadas por rios de água-preta ou clara, de origem dos escudos cratonicos no Norte (Escudo das Guianas) ou Sul (Escudo Central Brasileiro) da Amazônia, com pouca carga sedimentar e geralmente pobre em nutrientes, são denominadas de igapós (Sioli 1956). As várzeas cobrem uma área ao redor de 450.000 km^2, enquanto os igapós cobrem uma área ao redor de 300.000 km^2 (Melack & Hess 2010).

Cerca de 70% das áreas de várzea (Wittmann et al. 2004, Melack & Hess 2010) e 90% das áreas de igapó são cobertos por florestas (Junk et al. 2015). As árvores se estabelecem onde a altura média da inundação é inferior a 7,5 m e 9,0 m na várzea e no igapó, respectivamente, o que corresponde à submersão parcial ou total de raízes, partes das porções inferiores dos troncos ou a planta inteira, por períodos de até 270-300 dias por ano. Árvores ocorrendo sob tais condições ambientais excepcionais devem dispor de uma variedade de adaptações para conviver com a falta periódica de oxigênio e as reduções do período vegetativo a elas associadas. Elevadas taxas de sedimentação próxima aos canais dos rios de águas-brancas, condições extremamente anóxicas na rizosfera em depressões e lagos, e estresse periódico induzido por seca durante as fases terrestres, acentuam as complexas interações fito-ecológicas às quais as árvores das áreas alagáveis podem ser expostas. Assim, a riqueza de espécies nas áreas alagaveis amazônicas geralmente é menor do que aquela encontrada na terra-firme adjacente (Prance 1979, Balslev et al. 1987). Contudo, as florestas alagaveis amazônicas são as florestas alagáveis com a maior riqueza de espécies

no mundo (Wittmann et al. 2006a). A elevada e mundialmente incomparável diversidade de espécies nas áreas alagáveis amazônicas tem como motivo dois fatores principais: a) Condições ambientais relativamente estáveis dentro da Bacia Amazônica por períodos de milhões de anos – ainda que seja admitida a ocorrência de mudanças tectônicas e climáticas durante o Terciário e Quaternário, aparentemente as áreas alagáveis amazônicas já existiam desde o início da orogênese andina (Hoorn et al. 2010), tendo sofrido, naturalmente, mudanças no tamanho de sua área, possibilitando assim a seleção de espécies, adaptações, radiação e endemismos, em um universo de tempo geológico; e b) uma elevada diversidade de habitats, a qual foi estabelecida em dependência do cenário geo-hidrológico, desencadeando variações na composição de espécies tanto em escala local, quanto continental.

Devido à interação entre os componentes dos ecossistemas aquáticos e terrestres, as florestas alagaveis são de importância crucial para o funcionamento do bioma Amazônico, e oferecem inúmeros serviços ecossistêmicos à população humana: Elas são o habitat de espécies endêmicas e generalistas de plantas e animais e proporcionam alimento e abrigo para inúmeros organismos aquáticos e terrestres. Elas participam da elevada dinâmica geo-hidrológica dos sistemas de rios, balanceando os processos de sedimentação e a erosão ao longo dos seus cursos, estabilizando, desta forma, as margens dos rios. As florestas alagaveis influenciam o clima local e regional atuando ainda como significativos sorvedouros de carbono. Finalmente, elas são uma importante fonte de recursos para a grande maioria da população rural da Amazônia, propiciando alimento, madeira, e outros produtos florestais. Desta forma, as florestas alagáveis amazônicas são de especial interesse para as pesquisas botânicas, ecológicas e de fitogeografia.

A facilidade de acesso pelos rios promove uma intensiva exploração dos recursos florestais das áreas alagáveis, colocando em risco uma boa parte de sua cobertura. A grande maioria da população rural da Amazônia habita as áreas ao longo dos rios de água-branca, o que leva a uma crescente conversão de florestas em áreas agriculturáveis e pastagens, especialmente próximo às cidades amazônicas. Hoje, cerca de 50% das florestas de várzea da Bacia Oriental já foram desmatadas (Renó et al. 2011). Já durante os séculos passados e até mesmo antes da colonização européia, o sistema constituído pelo Rio Amazonas e suas áreas alagáveis sempre foi o eixo da colonização humana dentro da Bacia Amazônica. A explosão do ciclo da borracha na Amazônia Central (1850-1930), e especialmente os ciclos da juta e malva (1920-1970) na Amazônia Central e Ocidental, devastaram extensas áreas de florestas primárias de várzea. Atualmente, devido aos custos relativamente baixos do corte e transporte de madeira, as florestas remanescentes são submetidas a constantes cortes seletivos para abastecer os mercados madeireiros locais, nacionais e até mesmo internacionais. Recentemente, as florestas alagáveis vêm sendo sujeitas a degradação e extinção de suas espécies em larga escala, principalmente por causa da construção de barragens hidrelétricas, exploração indevida de seus recursos, desmatamento e poluição.

8.2 O ambiente das florestas alagáveis amazônicas

8.2.1 Clima

O clima nas áreas alagáveis é típico dos Neotrópicos Equatoriais, com médias das temperaturas mensais entre mínimas de 24-26 °C e máximas de 28 °C. A radiação incidente na Amazônia Central é em média 372 cal/cm²/dia (Salati & Vose 1984). Contudo, acredita-se que as florestas alagáveis amazônicas recebem mais radiação solar do que as das terras firmes, devido às taxas de transpiração reduzidas e a elevada advecção das massas de ar ao longo dos corpos de águas abertas, resultando em uma sensível redução da cobertura de nuvens (Sioli 1984b). Uma quantidade mais elevada de radiação recebida próximo aos rios pode ser de importância para o estabelecimento e distribuição de espécies de árvores, especialmente na várzea, onde a quantidade de sedimentos recentemente depositados e, consequentemente, as áreas recém-criadas para nova colonização podem cobrir superfícies de vários quilômetros quadrados (Wittmann & Junk 2003).

Na Amazônia Central a média de precipitação anual é geralmente acima de 2.000 mm/ano, excedendo 3.000 mm/ano nas porções ocidentais da bacia, enquanto ela é de aproximadamente 1.500 mm/ano na porção mais oriental da Amazônia Equatorial. A sazonalidade da chuva é de maneira geral menos pronunciada na parte mais ocidental da bacia, enquanto as porções central e oriental são submetidas a uma estação seca bem definida entre junho até outubro, e uma estação chuvosa entre novembro até maio (Weischet 1996). A sazonalidade da chuva nas áreas alagáveis da Amazônia Central e Oriental é decisiva para o estabelecimento e crescimento das árvores, porque o período seco coincide parcialmente com o início da fase terrestre, quando as plantas emergem da inundação e o crescimento vegetativo tem início.

8.2.2 Hidro-geomorfologia

Dentro da Bacia Amazônica, a precipitação, sempre intensa, é sujeita a variações sazonais. Esse regime leva a flutuações dos níveis das águas do Rio Amazonas e seus maiores tributários. Devido aos relevos baixos, predominantes por milhares de quilômetros nessa região, esses rios alagam periodicamente a maior parte das terras baixas marginais adjacentes. A amplitude média da inundação depende da precipitação, descarga e topografia das áreas alagáveis. Ela varia ao longo do curso dos rios, e é maior na parte central da bacia, onde alcança mais de 10 m. Na Amazônia Ocidental e Oriental, a amplitude geralmente diminue para 4-6 m, por causa do relevo mais acentuado na parte Oeste da bacia, ou por causa do aumento da superfície da água perto da foz do Rio Amazonas no Oceano Atlântico. Este "pulso de inundação" (Junk et al. 1989) é monomodal e previsível, resultando em duas fases bem definidas ao longo do ano, um período de águas altas (fase aquática), e um período de águas baixas (fase terrestre).

A paisagem das áreas alagáveis resulta da dinâmica hidro-geomorfológica dos sistemas de rios. Os rios de águas-brancas são originados nos Andes ou nas regiões pré-andinas, onde a atividade erosiva é alta, devido às altas precipitações e intemperismo, combinados com relevos acidentados e escarpas. A carga de material em suspensão

nos rios de águas-brancas amazônicos alcança a média de 100 mg/l (Gibbs 1967) podendo o Rio Amazonas totalizar uma carga entre 1,1-1,3 x 10^9 t/ano, próximo a Óbidos, no Pará (Meade 1994). Devido ao contínuo transporte, deposição e ressurgimento de sedimentos, a paisagem da várzea constitui um sistema dinâmico, com constante movimento rio abaixo, gerando elevações e depressões nas margens. Esta dinâmica, combinada com a baixa energia da correnteza do rio Amazonas nas terras baixas, de apenas 2-3 cm/km (Irion et al. 1997), leva os sedimentos a formarem meandros, canais, diques, depressões e lagos, com conexão errática com o canal principal do rio durante os períodos de águas baixas. A dinâmica fluvial é maior na parte ocidental da bacia, onde a taxa de migração lateral do canal do rio alcança entre 14-23%/ano (Kalliola et al. 1992), diminuindo continuadamente para o Oeste da Bacia Amazônica, com taxas de migração lateral de 2,5%/ano no Rio Solimões na altura de Fonte Boa/Tefé (Peixoto et al. 2009), e de 0,8%/ano na altura de Manaus (Mertes et al. 1995).

A geomorfologia das áreas alagáveis foi especialmente modelada durante as mudanças climáticas do Pleistoceno. Em comparação com a situação dos dias de hoje, oscilações do nível do mar de até 120 m causaram uma crescente atividade de erosão dos rios durante os períodos glaciais, enquanto os leitos dos rios aumentaram e foram preenchidos por sedimentos, durante os períodos interglaciais (Irion et al. 1995). O substrato da várzea é caracterizado por processos de sedimentação aluvial. Os solos são aluviais-hidromórficos, em sua grande maioria compostos por areia fina, silte e argila, não apresentando uma zonação do perfil estável (Oliveira et al. 2000). Devido a elevada proporção de minerais de argila, com uma capacidade de troca de cátions relativamente alta (20-23 cmol/kg), os substratos da várzea são particularmente ricos em nutrientes, especialmente Na, K, Ca e Mg (Furch & Junk 1997a). Por outro lado, esses solos são relativamente pobres em N e contêm pouco carbono orgânico (Junk 1993).

Em contraste com a várzea, a dinâmica hidro-geomorfólogica dos rios de água-preta e clara é relativamente pequena. A falta de carga sedimentar significativa em muitos rios de água-preta e clara implica na relativa estabilidade de seus leitos durante milhares de anos (Junk et al. 2015). Exceções são rios de água-clara com moderada carga sedimentar, como, por exemplo, o Rio Branco no Norte da Amazônia. Os substratos de igapó se originam de processos de erosão de sedimentos terciários, altamente intemperados e lixiviados. Muitas vezes, os substratos são compostos por areias de quartzo perto dos canais dos rios, cobertas por uma camada de argila caolinítica nas proporcões mais elevadas cobertas por florestas. Substratos cobertos por florestas geralmente mostram uma camada de liteira de até 0,5 m de profundidade associada a uma camada superficial de raízes finas (Wittmann 2012). Dentre os diferentes solos amazônicos, os substratos de igapó são excepcionalmente pobres em nutrientes. Com exceção de nitrogênio, os conteúdos dos principais nutrientes P, K, Ca e Mg são geralmente dez ou mais vezes menores do que em substratos de várzea (Furch & Junk 1997a), e assim comparáveis à fertilidade dos podzois amazônicos, como os que ocorrem nas campinas e campinaranas (Coomes 1997, Targhetta et al. 2015).

8.3 Tipos de florestas de várzea

Partindo das considerações de que a altura e duração das inundações periódicas influencia a distribuição de plantas em areas alagáveis, Pires & Koury (1959) e Hueck (1966) descreveram o zoneamento de comunidades vegetais ao longo do gradiente de inundação na várzea da Amazônia Central e Oriental. Junk (1989a) investigou a distribuição de espécies arbóreas ao longo do gradiente de inundação em florestas de várzea nas cercanias de Manaus. O autor descreve diferentes comunidades de espécies arbóreas que se estabelecem em níveis topográficos com período de inundação de 140 (comunidade arbórea alta), 230 (comunidade arbórea baixa), e 270 dias (comunidade arbustiva baixa) por ano. Ayres (1993) também observou o estabelecimento de diferentes tipos de floresta dependendo da altura e duração de inundação em florestas de várzea no Baixo Rio Japurá. Aplicando a nomenclatura utilizada pelos habitantes locais, ele classifica as florestas em "chavascal" (inundação média de 6,0-7,0 m), "restinga baixa" (2,5-5,0 m), e "restinga alta" (1,0-2,5 m).

Com base em inventários floristicos de florestas de várzea do Baixo Rio Japurá, próximo a cidade de Tefé, e no Rio Solimões perto de sua confluência com o Rio Negro, próximo a cidade de Manaus, Wittmann (2001) e Wittmann et al. (2002) inventariaram 2.631 indivíduos e 306 espécies arbóreas de várzea. Utilizando modelos de terreno digitais na resolução de 0,1 m em combinação com os níveis diários da cota do rio no Porto de Manaus desde 1903, os autores fizeram uma ordenação unidimensional de todos os indivíduos levantados para determinar sua ocorrência ao longo do gradiente de inundação. Os resultados mostram que as espécies de várzea podem ser separadas em dois habitats principais: a) florestas de várzea baixa, influenciados por inundações médias com alturas entre 3,0 a 7,5 m (correspondente a um período médio de inundação entre 50-230 dias/ano), e b) florestas de várzea alta, influenciadas por inundações médias com alturas com menos de 3,0 m (período médio de inundação < 50 dias/ano). Os termos "restinga baixa" e "restinga alta" introduzidos por Ayres (1993) foram utilizados nesta forma modificada, porque o termo "restinga" é comumente utilizado para habitats em áreas costeiras, descrevendo ecosistemas com vegetação muitas vezes adaptada a aridez edáfica ou climática (Eiten 1970, Rizzini 1997, Wittmann et al. 2002).

De todas as espécies levantadas, somente 54 (17,5%) ocorreram em ambos os habitats, o que demonstra a diferença floristica entre florestas de várzea baixa e florestas de várzea alta. A maioria das espécies (50,2%) ocorreu restritamente na várzea alta, enquanto 32,3% foram restritas à várzea baixa. A variação na riqueza de espécies foi mais alta em sítios sujeitos a inundação média entre 3,0 e 2,5 m, justificando a diferenciação dos habitats entre várzea baixa e várzea alta nestas elevações (Figura 8.1).

O contínuo aumento da riqueza de espécies ao longo do gradiente de inundação, bem como a zonação das espécies ao longo deste gradiente foram investigados em escala continental. Wittmann et al. (2006a) utilizaram dados de 44 inventários floristicos em uma área inventariada totalizando 62,34 ha distribuidos em dez regiões ao longo do sistema dos rios de várzea da Amazônia, incluindo sítios no Brasil, Peru, Colômbia e Equador. Em

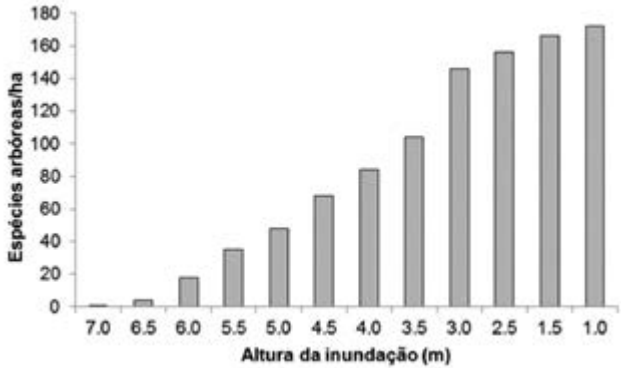


Figura 8.1: Riqueza de espécies arbóreas ≥10 cm DAP (diâmetro à altura do peito) ao longo do gradiente de inundação. A variação maior ocorre em sítios sujeitos a inudações médias entre 3,5-3,0 m. Dados provenientes de inventários florestais na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, próximo a cidade de Tefé, e no Baixo Rio Solimões, próximo a cidade de Manaus (Wittmann 2001), onde 83 plots com tamanho de 625 m^2 foram agrupados ao longo da altura média da inundação de 2.631 indivíduos (baseados nos níveis de água diários fornecidos pelo Porto de Manaus de 1903 até 2003).

média, a riqueza de espécies em florestas de várzea baixa foi de 56,9 espécies/ha, enquanto foi de 100,8 espécies/ha em florestas de várzea alta com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥10 cm. A zonação das espécies arbóreas de várzea ao longo do gradiente de inundação pronunciada resulta em comunidades de espécies e tipos florestais característicos. Somente poucas espécies ocorrem ao longo de todo o gradiente de inundação, enquanto a ocorrência da maioria das espécies é restrita a amplitudes topográficas pequenas (Wittmann et al. 2002).

8.3.1 Sucessão florestal

Associados ao pulso de inundação, os processos de sedimentação, erosão, e a física do substrato são fatores ambientais determinantes para o desenvolvimento de diferentes tipos florestais de várzea (Salo et al. 1986, Terborgh & Petren 1991). A composição de espécies em áreas alagáveis é variável, e depende da frequência de distúrbios hidro-geomorfológicos (Oliveira-Filho et al. 1994). A deposição e erosão periódica da liteira e dos bancos de sementes afeta diretamente o recrutamento de plântulas, e assim a seleção de espécies capazes de sobreviver nestas áreas (Metzger et al. 1997). Em áreas de várzea, próximo aos canais principais dos rios, a sedimentação localmente pode chegar a 0,3-1,0 m/ano (Junk 1989a, Campbell et al. 1992). Por outro lado, a erosão pode destruir vários hectares de florestas durante uma única fase aquática (Wittmann et al. 2010b). A instabilidade dos habitats causada pelos processos de sedimentação e erosão resulta em um mosaico de microhabitats altamente diverso (Kalliola et al. 1991, Campbell et al. 1992, Peixoto et al. 2009), o qual é refletido pela cobertura florestal.

Em geral, processos de sedimentação e a textura do substrato dependem da distância dos sítios dos canais dos rios principais e do período de inundação a que os sítios estão sujeitos (Mertes et al. 1995, Wittmann et al. 2004). Existem correlações entre estas variáveis (Figura 8.2). A correnteza da água é mais forte próximo aos canais principais, onde as

taxas de sedimentação são geralmente altas e frações relativamente grossas, como areia e silte são depositadas nas beiras das ilhas fluviais e nas bordas dos rios. Com o aumento da distância dos rios, a energia da correnteza é reduzida pela resistência da água, por elevações e pela cobertura vegetal, resultando em taxas de sedimentação reduzidas. Simultaneamente, frações relativamente pequenas, como silte e argila são depositadas, especialmente quando a água é pouco turbulenta e persiste em meandros abandonados, lagos, ou depressões durante várias semanas ou mesmo meses.

Variações nas taxas de sedimentação e na textura do substrato em pequena escala influenciam diretamente na distribuição das espécies arbóreas (Wittmann et al. 2004, Assis et al. 2015). Por um lado, a drenagem em substratos com frações grossas é melhor do que

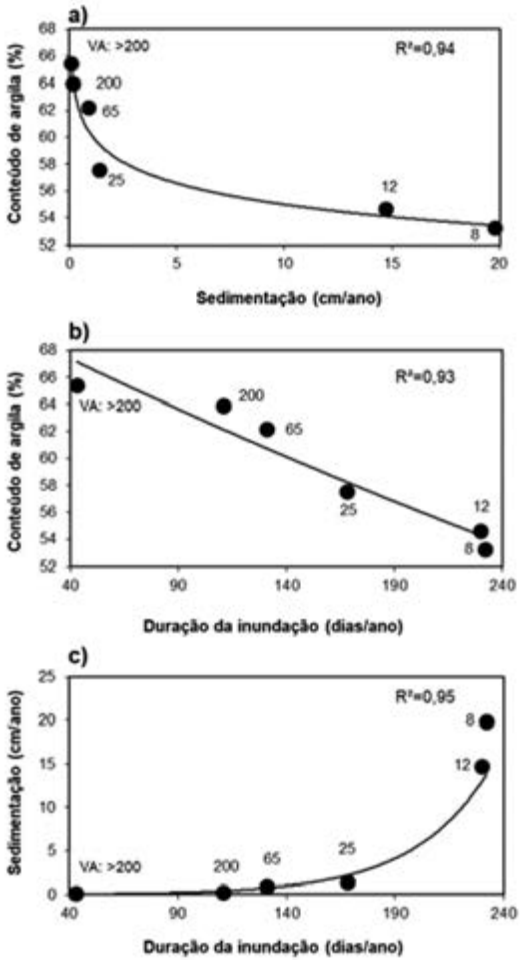


Figura 8.2: Duração média da inundação plotada contra (a) as taxas anuais de sedimentação, (b) o conteúdo de argila no substrato em inventários florestais (1 ha cada) com idades médias das comunidades de 8, 12, 25, 65, 200, e >200 anos (VA=várzea alta) e (c) taxa de sedimentação plotada contra o conteúdo de argila no substrato. Dados provenientes de Wittmann (2001), Schöngart (2003) e Wittmann et al. (2004).

em substratos com textura fina, onde o oxigênio é rapidamente consumido por microorganismos na decomposição do material orgânico acumulado (Larcher 1994). Por outro lado, sítios com substratos grossos são sujeitos a altas taxas de sedimentação, que cobrem raízes superficiais e inibem a regeneração de muitas árvores. Somente algumas espécies arbóreas, como *Salix martiana* e *Alchornea castaneifolia* na várzea da Amazônia Central, e *Tessaria integrifolia* na várzea da Amazônia Ocidental conseguem estabelecer-se nestes sítios (Lamotte 1990, Worbes et al. 1992). Estas espécies reduzem a anoxia nas raízes formando novos estratos radiculares acima dos depósitos anuais (Wittmann & Parolin 2005). Estas epécies também desenvolvem raízes primárias de até 6 m de profundidade, o que oferece estabilidade contra a força da correnteza durante as fases aquáticas, e possívelmente melhora o suplimento de água da planta pelo rio ou pelo o lençol freático durante a fase terrestre.

Mais distante dos canais principais dos rios, depressões topográficas na forma de antigos meandros ou lagos são caracterizadas por inundações de baixa correnteza. Como consequência das elevações e depressões tipicamente concêntricas, a água alcança estes sítios pela direção oposta do declínio, contrariando o vetor da correnteza (Irion 1984). Nestas depressões, os depósitos não contêm frações grossas, e a drenagem é deficiente. As inundações de longa duração implicam na acumulação de material orgânico. A condição de anoxia nas raízes pode persistir durante o ano inteiro. O tipo florestal que se estabelece nestas depressões é conhecido como "chavascal" (no Brasil, Ayres 1993), e "bajeal" (no Peru, Lamotte 1990). Adicionalmente, uma forma específica de florestas inundadas pode desenvolver-se em ilhas flutuantes formadas por material orgânico, que localmente é conhecido como "matupá" (Junk 1983, Junk & Piedade 1997, Freitas et al. 2015).

Sem considerar a altura e duração das inundações anuais Worbes et al. (1992) definiram os tipos de floresta de várzea do Baixo Rio Solimões nas cercanias de Manaus, com base na abundância e dominância de espécies arbóreas características, e na estrutura de idade de comunidades, obtida por análises de anéis de crescimento. Após o estabelecimento de espécies de gramíneas em sedimentos depositados, grupamentos monoespecíficos de árvores pioneiras se estabelecem, sendo rapidamente substituídos por espécies arbóreas dos estágios secundários iniciais. Posteriormente, estes são sucedidos por espécies de estágios secundários tardios, os quais serão substituídos por espécies dos estágios sucessionais finais ou espécies clímax. A sequência sucessional ('sére' *sensu* Ricklefs 1990) é caracterizada por um aumento contínuo na diversidade de espécies, combinada com um decréscimo na densidade das comunidades. A sére é, mais que tudo, caracterizada pela redução dos incrementos diamétricos médios e por um aumento nos valores de densidade média da madeira, como consequência no aumento da abundância de espécies de crescimento lento e tolerantes à sombra nas florestas do estágio sucessional tardio (Lamprecht 1986, Worbes 1997, Schöngart et. al. 2003).

A classificação das florestas de várzea de Worbes et al. (1992) ao longo da sequência sucessional é válida para a maioria das florestas de várzea baixa da Amazônia Central. A sucessão florestal se processa em uma série bem estabelecida e em interação com condi-

ções ambientais de mudança constante. Entretanto, o modelo sucessional ainda carece de mais três tipos de florestas de várzea, escassas na região de Manaus, mas bastante frequentes nas várzeas situadas mais ocidentalmente: (1) A floresta de várzea alta, (2) a sucessão primária em lagos, e (3) o chavascal. Esses tipos florestais ocorrem quando a dinâmica dos habitats é reduzida.

Tomando como base inventários florísticos, em um total de 10 ha, realizados na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Mamirauá (na confluência entre os rios Solimões e Japurá) e nas proximidades da cidade de Manaus (Baixo Rio Solimões) por Wittmann (2001) e Schöngart (2003), existem diferentes tipos de florestas de várzea, os quais são caracterizados por diferentes espécies de árvores, como também por padrões típicos de diversidade de espécies e estrutura da floresta (Figura 8.3). A nomenclatura a seguir está de acordo com Worbes et al.

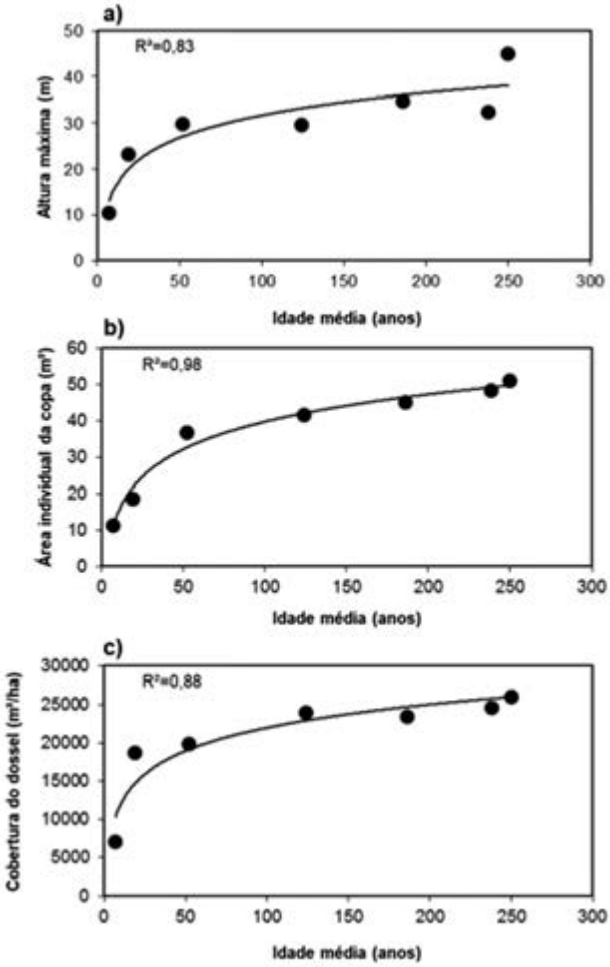


Figura 8.3: Idade média de sete comunidades florestais (1 ha cada) plotada contra (a) altura máxima de árvores no estrato superior, (b) área individual da copa de árvores no estrato superior, e (c) cobertura do dossel em todos os estratos (por ha). Dados provenientes de Wittmann (2001) e Schöngart (2003).

(1992) e Ayres (1993), complementada com adaptações por Schöngart (2003) e Wittmann et al. (2002, 2004).

8.3.2 Sucessão primária

Nas florestas de terra-firme, a colonização de novas áreas é restrita a aberturas de pequena escala no dossel, decorrentes do dano e queda de árvores, ou então a aberturas em escala regional pela ação de ventos fortes, denominadas "*blowdowns*" (Chambers et al. 2009, Marra et al. 2014). Em contraste com essa dinâmica, os processos de erosão e deposição na várzea criam constantemente grandes áreas, que se constituem em novos sítios disponíveis para colonização. Basicamente, novos sítios para a colonização por árvores podem ser diferenciados em dois tipos, ambos resultando em florestas secundárias tardias.

8.3.2.1 Sucessão primária ao longo de rios e canais de rios

Nos sedimentos recém-depositados as primeiras espécies arbóreas que irão constituir as florestas pioneiras, em níveis de inundação abaixo de 7,5 m (correspondendo a períodos de inundação de 230 dias/ano) são *Alchornea castaneifolia* e *Salix martiana*. Além de possuírem adaptações para elevados níveis de inundação com altas taxas de depósitos, estas espécies apenas se estabelecem em locais nos quais a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) é entre 70-100% (Wittmann & Junk 2003). Elas são espécies pioneiras exigentes de elevados níveis de luz e, como tal, caracterizadas por rápido crescimento, ciclos de vida relativamente curtos e um elevado potencial para a propagação vegetativa e sexual (Puhakka & Kalliola 1993, Worbes 1997, Schöngart 2003). As sementes de *Salix martiana* flutuam e a germinação ocorre quando as sementes ainda estão boiando na superfície da água, assim as plântulas se estabelem no substrato com o início da fase terrestre (Oliveira Wittmann et al. 2007). As florestas pioneiras geralmente formam comunidades com dossel aberto e não estratificado (Wittmann et al. 2004). As idades médias máximas destas árvores são de apenas 10 anos (Worbes et al. 1992). Na várzea da Amazônia Central, *Alchornea castaneifolia* é geralmente mais abundante nas florestas pioneiras do que *Salix martiana*, a qual parece ter eventos de estabelecimento e propagação cíclicos, desaparecendo de um dado local por períodos de alguns anos (Oliveira 1998).

Com seu estabelecimento, a floresta de pioneiras favorece a sedimentação, porque seus troncos e raízes resistem à correnteza da água, reduzindo a sua energia, levando assim a um contínuo aumento do nível topográfico de seus estandes (Wittmann et al. 2002, 2004). Adicionalmente, o sombreamento promovido no ambiente por estas espécies reduz o estabelecimento das espécies de gramíneas, propiciando o estabelecimento de espécies de árvores moderadamente exigentes por luz ("inibição" e "facilitação" *sensu* Connell & Slatyer 1977). Após o estabelecimento das espécies arbóreas secundárias iniciais, as pioneiras não mais conseguem regenerar, uma vez que elas não mais dispõem das condições de luz plena necessária para o sucesso de seu estabelecimento. Os valores de RFA sob o dossel das espécies secundárias iniciais decresce para um valor de cerca de 30%. O estabelecimento de *Salix* e *Alchornea* é severamente afetado pelas gramíneas perenes C_4, altamente produtivas, *Paspalum fasciculatum* e *Echinochloa polystachya*, que competem por luz (Piedade et al. 1991).

8.3.2.2 Sucessão primária em lagos de áreas alagáveis

A entrada de sedimentos nos lagos de áreas alagáveis é pequena e os grãos geralmente são finos. O substrato do fundo dos lagos é composto por argilas mal aeradas. As margens dos lagos que são expostas a inundações de menos de 270 dias/ano são colonizadas por arbustos altamente resistentes à inundação (*Symmeria paniculata*, *Eugenia* spp.), que podem ocorrer isolados ou formar densos grupamentos. Ao contrário do chavascal, que se estabelece em depressões do terreno, nas margens dos lagos o material orgânico é retirado por correntes provocadas pelos ventos. Na parte interna dos densos grupamentos de *Symmeria paniculata*, uma camada fina de liteira pode se acumular. As florestas podem secar periódicamente. *Salix* e *Alchornea* não ocorrem, provavelmente devido à baixa disponibilidade de oxigênio. Estas comunidades podem se estabilizar por várias décadas, devido à baixa entrada de sedimentos. Arbustos regeneram e se propagam vegetativamente, porque o estabelecimento de plântulas ocorre apenas em períodos de intervalos de vários anos, quando ocorrem níveis extremamente baixos das águas (Junk 1989a). A sucessão alogênica, com espécies de estágios secundários tardios, somente se verifica quando a duração do período de inundação diminui o que acontece com a sedimentação contínua e o aumento do fundo do lago.

8.3.3 Sucessão secundária inicial ao longo dos rios

As florestas de sucessão secundária inicial são densas e frequentemente formadas por grupamentos monoespecíficos não estratificados de *Cecropia latiloba* (Worbes et al. 1992) com até 1.000 indivíduos/ha (≥10 cm DAP, Schöngart 2003). A média máxima da idade das árvores encontra-se ao redor de 15-20 anos (Worbes et al. 1992, Schöngart 2003). Esse estágio florestal pode ser normalmente encontrado próximo ao canal principal dos rios, e a altura do seu dossel reflete a idade dos sedimentos depositados e a sequência do estabelecimento. Na Amazônia Central as florestas de sucessão secundária inicial ocorrem em sítios nos quais a altura média da inundação anual varia de 6,0 a 4,5 m. Os densos grupamentos desse estágio florestal favorecem a sedimentação e a estabilização do substrato de suas áreas de ocorrência, reduzindo assim o impacto da inundação. Em combinação com uma radiação solar reduzida sob seu dossel, estas florestas favorecem o estabelecimento das espécies de árvores do estágio sucessional secundário tardio.

8.3.4 Estágios secundários tardios de várzea baixa

As florestas de estágios secundários tardios situados às margens dos rios são compostas por cerca de 500-600 indivíduos, pertencentes a 20-50 espécies arbóreas/ha (Wittmann et al. 2004). Esses estágios são caracterizados pelo início de estratificação. As espécies características do dossel superior são *Pseudobombax munguba*, *Laetia corymbulosa* e *Luehea cymulosa*; no estrato inferior ocorrem *Maclura tinctoria*, *Nectandra amazonum*, e *Crateva tapia*. A altura da inundação é, em geral, entre 5,0 e 4,0 m, e o tempo de inundação se prolonga por 210-160 dias/ano. As idades médias máximas das espécies são de 60-80 anos (Worbes et al. 1992). O valor de RFA alcançando o chão da

floresta é ao redor de 10%. Em lagos a densidade de árvores e a riqueza de espécies é frequentemente menor, devido à ocorrência de períodos de inundação mais prolongados.

8.3.5 Sucessão tardia de várzea baixa

As florestas dos estágios sucessionais tardios da várzea baixa apresentam 70-90 espécies/ha. A altura da inundação é entre 4,5 e 3,0 m, correspondendo a um período de alagamento de 50-120 dias/ano. Estas florestas são bem estratificadas, com cerca de 40% do total de árvores (≥10 cm DAP) atingindo o estrato superior, que alacança alturas entre 30 e 35 m. As espécies características do estrato superior são *Piranhea trifoliata*, *Handroanthus barbatus* e *Hevea* spp.; nos estratos inferiores ocorrem *Pouteria* spp., *Oxandra* spp. e *Duroia duckei*. O RFA alcançando o chão das florestas de sucessão tardia na várzea baixa é em média entre 3 e 5%. As idades máximas registradas foram de aproximadamente 400 anos, obtidas em *Piranhea trifoliata* (Worbes et al. 1992). Devido à elevada idade das árvores encontradas nas florestas deste estágio sucessional, o modelo de sucessão de florestas de várzea proposto por Worbes sugere que as florestas de sucessão tardia da várzea baixa são o estágio clímax. Inventários florísticos realizados por Cattanio et al. (2002) na Amazônia Oriental, por Wittmann et al. (2002) na Amazônia Central, e por Balslev et al. (1987), Dallmeier et al. (1996), e Nebel et al. (2001c) na Amazônia Ocidental mostram, contudo, que é provável que as florestas dos estágios sucessionais tardios da várzea baixa estão estabelecidas em sítios com condições ambientes em mudança, sendo substituídas por florestas de várzea alta. Dependendo da distância das florestas de estágios sucessionais tardios do canal principal do rio, este desenvolvimento pode demandar vários séculos, propiciando o estabelecimento de vários estágios intermediários.

8.3.6 Florestas de várzea alta

As florestas de várzea alta são aquelas com a maior riqueza de espécies em ambientes de várzea. Na Amazônia Central e Ocidental, a riqueza de espécies pode alcançar de 120 a 160 espécies/ha (Balslev et al. 1987, Dallmeier et al. 1996, Nebel et al. 2001c, Wittmann et al. 2002). As florestas de várzea alta se estabelecem acima do nível médio de inundação de 3,0 m. Dependendo da posição ao longo do gradiente de inundação, o período médio de inundação nessas florestas não chega a 50 dias/ano, e pode até mesmo não haver inundação em anos excepcionalmente secos (p. ex., durante eventos de El Niño, Schöngart et al. 2004). Muitas árvores ocorrem em baixa abundância, e são representadas frequentemente por apenas um indivíduo/ha. As florestas de várzea alta mostram uma estratificação típica, com um dossel superior com altura de 30-35 m, e árvores emergentes de até 45 m de altura. Devido às fases terrestres relativamente longas, as árvores crescem durante a maior parte do ano, o que produz um estrato inferior caracteristicamente denso. Na Amazônia Central, os gêneros abundantes no estrato superior são *Terminalia, Aspidosperma* e *Guarea*, no estrato intermediário *Pouteria*, *Brosimum*, e *Eschweilera*, e no estrato inferior *Inga*, *Duguetia* e *Annona*.

As florestas de várzea alta podem ser classificadas como o estágio final clímax da sequência sucessional da várzea (Wittmann et al. 2002). Elas fre-

quentemente se estabelecem acompanhando os bancos dos rios e dos canais secundários de rios com uma largura ao redor de 100 m. Devido ao período relativamente longo de seu desenvolvimento geomorfológico, provavelmente aumentado pela fragmentação de habitats decorrente dos movimentos dos leitos dos rios e seus canais, as florestas de várzea alta ocorrem em aproximadamente 10-15% das porções florestadas da paisagem de várzea (Wittmann et al. 2002). Dentro da RDS Mamirauá, a sedimentação nas florestas de várzea alta localizadas a uma distância de 7 km do canal do Rio Japurá, chega a um valor máximo de 0,1 cm/ano, enquanto chega a 0,2 cm/ano em florestas de várzea alta localizadas diretamente nas margens do Rio Solimões (Wittmann et al. 2004). A grande maioria da fração de partículas do solo é constituída por argila. A RFA no chão da floresta é em média de apenas 1-3%, sendo assim similar às condições de penetração de luz encontradas no sub-bosque das florestas de terra-firme não perturbadas (Wittmann & Junk 2003).

8.3.7 Chavascal

O termo chavascal (Ayres 1993) foi introduzido durante o século 19, na "Flora Brasiliensis" (Martius 1840-1906), descrevendo formações densas e pobres em espécies, em matas de galeria na Caatinga do Estado do Mato Grosso. Na Amazônia Central, a formação de chavascal de várzea descreve uma floresta densa, pobre em espécies, com árvores frequentemente desenvolvendo raízes escoras e aéreas, para aumentar a aeração, pelo aumento da superfície radicular (Wittmann & Parolin 2005). O chavascal não pode ser incluído na sequência sucessional verificada próximo ao canal principal dos rios, porque esta sucessão segue um padrão de série não cíclica (*sensu* Schroeder 1998), no qual as mudanças das condições ambientais ocorrem em ritmo muito mais lento em comparação à alta dinâmica das margens dos rios. Assim como um relicto aluvial, desenvolvido em canais secundários ou lagos abandonados, o chavascal é caracterizado pelo lento depósito de material argiloso e matéria orgânica em águas lentas (Wittmann et al. 2004). A entrada de depósitos constituídos por grãos finos durante a fase aquática leva à formação de um substrato impermeável, conhecido como "tabatinga" pelos habitantes das áreas alagáveis da Amazônia brasileira. A baixa drenagem induz saturação de água à cobertura vegetal, mesmo durante os períodos de águas baixas. As taxas de sedimentação medidas em um chavascal no Baixo Rio Japurá foram da ordem de 0,1-0,2 cm/ano, e o conteúdo de argila do solo excedeu 80% (Wittmann et al. 2004).

As condições geomorfológicas relativamente estáveis por longos períodos, combinadas com a anóxia imposta ao sistema radicular durante a maior parte do ano, levam a uma sequência sucessional na qual os estágios primários alcançam idade de vários anos ou até décadas. As espécies características dos estágios sucessionais primários do chavascal são principalmente Polygonaceae dos gêneros *Symmeria*, e Myrtaceae do gênero *Calyptranthes* e *Eugenia*. Essas espécies, em sua maioria de hábito arbustivo, formam grupamentos monoespecíficos com altas densidades (Wittmann & Parolin 2005). As espécies se estabelecem em fundos de lagos ou depressões, tolerando inundação de até 7,0-7,5 m (até 230 dias/ano). A contagem de anéis de crescimento em discos do tronco de *Calyptranthes multiflora* e

Eugenia ochrophloea indica idades máximas de 40 a 60 anos (J. Schöngart & F. Wittmann, dados não publicados).

Os estágios de pioneiras no chavascal migram em direção ao centro das depressões, quando processos de deposição e novos sítios tornam-se disponíveis para a colonização arbórea. Quando a inundação é reduzida para alturas inferiores a 7,5 m (< 230 dias/ano), as espécies pioneiras do chavascal são substituídas por palmeiras, na maioria *Bactris* spp., e poucas dicotiledôneas, como *Buchenavia oxyxarpa* e *Pseudobombax munguba*. Em um inventário florístico em uma área de 625 m^2, na RDS Mamirauá, Wittmann et al. (2004) registraram oito espécies de árvores (≥10 cm DAP) em um chavascal inundado por uma coluna média de água de 6,8 m. A densidade de árvores excedeu 600 indivíduos/ha, e o dossel, não estratificado, atingiu alturas de 12-18 m.

8.3.8 Matupá

Um tipo de floresta de várzea específico, localmente conhecido como "matupá", se desenvolve em ilhas flutuantes formadas por material orgânico. Estas ilhas podem formar-se em pequenos lagos que ao longo de todo o ano não chegam a secar. Plantas aquáticas flutuantes formam um estrato orgânico que é colonizado por gramíneas, samambaias, e outras plantas herbáceas tolerantes a solos encharcados. A invasão da Araceae *Montrichardia arborescens*, que é uma planta herbácea com intenso enraizamento, ajuda a reter o material orgânico. Posteriormente, o matupá é colonizado por espécies arbóreas como *Cecropia latiloba*, *Vismia* spp. e *Pseudobombax munguba* entre outras (Freitas et al. 2015). O matupá acompanha as flutuações do nível de água do lago. Inundações permanentes reduzem a decomposição do material orgânico, e cheias e secas extremas podem causar a destruição destas ilhas (Junk 1983, Junk & Piedade 1997).

8.4 Sucessão florestal e os tipos de floresta de igapó

Em ambientes de igapó, a dinâmica e sucessão florestal acontecem em escalas temporais muito mais longas, provavelmente 10 ou mais vezes mais lentas do que em áreas de várzea – reflexo da baixa carga sedimentar das águas-pretas ou claras e a relativa estabilidade geomorfológica das áreas de igapó. Embora a dinâmica fluvial seja mínima nos rios de água-preta e água-clara, alterações hidráulicas e geomorfológicas podem influenciar o estabelecimento de plantas em pequena escala. Worbes (1997) ressalta a importância da granulometria do substrato para o estabelecimento de diferentes comunidades de florestas em cima de substratos arenosos e argilosos. Ao investigar a composição florística de 10 hectares de florestas de igapó ao longo do Médio e Baixo Rio Negro, Montero et al. (2014) concluíram que o fator mais importante influenciando a variação florística é a origem geomorfólogica dos tributários, que pode ser do Norte (formações pré-cambrianas e terciárias), ou do Sul (formações quaternárias). Assim, pequenas variações na fisica e química dos substratos parecem excercer um papel importante na distribuição das espécies arbóreas. Um bom exemplo disso pode ser notado na flora arbórea acima e abaixo da confluência dos rios Negro e Branco. Acima da confluência, espécies típicas de substratos arenosos têm elevada dominância, como *Swartzia laevicarpa* e *Aldina latifolia*. No Arquipélago das Anavilhanas, abaixo da confluência

com o Rio Branco, espécies como *Virola surinamensis* e *Tachigali* spp. têm elevada importância, e são típicas de substratos mais argilosos.

A zonação de espécies arbóreas ao longo do gradiente de inundação também foi descrita para ambientes de igapó dos rios Jaú (Ferreira 1997), Negro (Montero et al. 2014) e Uatumã (Targhetta et al. 2015). Contudo, ela e mais sutil do que em florestas de várzea e, portanto, mais difícil de detectar sem levantamentos florísticos detalhados. Isto se deve ao fato que outros fatores locais, como tipo de substrato, pequenas variações no conteúdo de nutrientes, e distância ao canal principal têm elevada importância para a riqueza e composição florística em escala local. Estes fatores serão descritos a seguir.

A maioria dos habitats de igapó é florestado, e vegetação arbustiva somente ocorre em sítios extremos, em áreas altamente alagáveis ao longo dos canais dos rios. Ao longo do Rio Negro, substratos arenosos predominam onde a inundação média é superior a 4-5 metros. A colonização destes substratos inicia com o estabelecimento de indivíduos arbustivos da espécie *Symmeria paniculata*, e de espécies pertencentes aos generos *Malouetia*, *Eugenia*, *Coccoloba*, e *Pithecelobium*, que toleram inundação de suas raízes e/ou a planta inteira por até 9-10 meses/ano. Quando estas formações arbustivas formam um dossel fechado, a sere sucessional leva à formação de uma floresta dominada por *Leopoldinia pulchra*, e espécies pertencentes aos gêneros *Campsiandra*, *Mabea*, *Myrsine*, *Handroanthus*, *Erisma*, *Hevea*, *Parkia*, *Centrosema* e *Macrolobium*.

Arbustos e árvores altamente inundados em áreas de igapó tipicamente formam horizontes de raízes finas perto da superfície do solo, que podem chegar à espessura de mais de 1 m (Wittmann 2012), e que são interpretadas como adaptações específicas de captação de água e nutrientes em ecossistemas pobres em nutrientes (Klinge & Herrera 1978). Os substratos arenosos têm baixa capacidade de retenção de água durante a fase terrestre, que coincide com a época de pouca chuva. A baixa retenção de água, a espessa camada superficial de raízes finas, e a espessa camada de liteira fazem que estes habitats tenham elevada vulnerabilidade à ação do fogo (Junk et al. 2011, Flores et al. 2014).

Em trechos de rio com correnteza de água reduzida, como meandros e/ou lagos associados, os substratos são geralmente argilosos. Em sítios altamente inundados (> 10 meses/ano), formações monoespecíficas de *Eschweilera tenuifolia*, com alturas de 15-20 m e diâmetros (DAPs) de até 1,80 m podem ser frequentemente observadas. A inundação extrema e as condições oligotróficas resultam em baixas taxas de incremento radial, e árvores com diâmetros de > 1,50 m têm idades estimadas acima de 1.000 anos (Junk et al. 2015). A ocorrência de indivíduos arbóreos com estas idades em sítios altamente inundados indica a relativa estabilidade hidro-geomorfológica do sistema. Quando a duração de inundação média é menor do que 8 meses/ano, os substratos argilosos são colonizados por florestas densas, com árvores de pequeno porte (< 15 m) e diâmetros pequenos (< 20 cm). Espécies abundantes neste tipo secundário pertencem, por exemplo, aos gêneros *Burdachia, Simaba, Hydrochorea* e *Nectandra*. Similar a florestas de várzea, a transição de florestas altamente a moderadamente inundadas ocorre onde a altura da inundação média é em torno de 3 m. Estas áreas frequentemente são

caracterizadas pela ocorrência da palmeira *Astrocaryum jauari*, que pode formar estandes densos e que indica a transição entre estágios secundários e tardios.

As florestas tardias de igapó em substratos argilosos estabelecem o dossel em 20-25 m de altura, com árvores emergentes de até 30 m de altura, e são geralmente bem estratificadas. A composição florística pode ser localmente bastante variável. No baixo dossel, espécies frequentes pertencem aos gêneros *Amanoa, Duroia, Gustavia, Pseudolmedia, Alibertia, Couepia* e *Cynometra*, enquanto no dossel superior, espécies frequentes pertencem aos gêneros *Eschweilera, Aldina, Virola, Swartzia, Hevea, Aspidosperma, Handroanthus* e *Sloanea*. A espécie *Aldina latifolia* (macucú) muitas vezes desenvolve diâmetros de >1 m e alcança alturas emergentes.

8.5 Floristica e gradientes de diversidade

Representantes de quase todas as famílias de plantas que caracterizam a flora neotropical podem ser encontrados nas florestas alagáveis – muitas vezes com a mesma importância relativa do que em florestas de terra-firme (Maas & Vestra 1993). Baseado em dados de inventários de grande escala, como, por exemplo, descritos por Gentry (1992), Terborgh & Andresen (1998), ter Steege et al. (2000, 2006) e Pitman et al. (2001), as famílias mais importantes em florestas de terra-firme são (com importância decrescente): Fabaceae, Moraceae, Annonaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Sapotaceae, Myristicaceae e Arecaceae. Baseados em dados de 44 inventários floristicos (62,34 ha) distribuídos por toda a Bacia Amazônica, Wittmann et al. (2006a) mencionam que Fabaceae é a família mais importante em florestas de várzea, seguida pelas famílias Malvaceae, Euphorbiaceae, Moraceae, Arecaceae e Salicaceae (Tabela 8.1; classificação sistemática do grupo filogenético das angiospermas, APG II 2003). A importância das familias, porém, depende fortemente da posição das florestas no gradiente de inundação, o estágio sucessional, e da localização geográfica dos inventários.

Em nível das espécies, a semelhança floristica entre florestas de várzea e de terra-firme é cerca de 30% para árvores ≥10 cm DAP, em todas as partes da Bacia Amazônica (ver Terborgh & Andresen 1998 para a Amazônia Ocidental, Gama et al. 2005 para a Amazônia Oriental, e Wittmann et al. 2006a para a Amazônia Central), e aproximadamente de 34% para árvores ≥5 cm DAP (F. Wittmann dados não publicados; dados de terra-firme se originam de Oliveira & Mori 1999, Ribeiro et al. 1999a, Pitman et al. 2001, Gama et al. 2005), porque a última comparação inclui as espécies com árvores e arbustos relativamente pequenos, como as Melastomataceae, Theophrastaceae e Burseraceae.

A riqueza de espécies e a diversidade-alfa (Fisher) em florestas de várzea são significativamente correlacionadas com a altura e duração da inundação, bem como com a idade das comunidades. A máxima riqueza de espécies (≥10 cm DAP) encontrada na Amazônia Oriental é de 84 espécies/ha (Cattanio et al. 2002), com 142 espécies/ha na Amazônia Central (Wittmann et al. 2002), e 157 espécies/ha na parte Sul da Amazônia Ocidental (Dallmeier et al. 1996). Estes valores mostram que a riqueza de espécies máxima em florestas de várzea é de 60-70% daquela encontrada em florestas de terra-firme adjacentes (117–120 espécies/ha na Amazônia Oriental,

Tabela 8.1: Distribuição das 18 famílias mais importantes em florestas de várzea, ao longo dos gradientes verticais e geográficos (Wittmann et al. 2006a). Os números representam porcentuais dos valores de importância (TIV, Curtis & McIntosh 1951). VB=várzea baixa, VA=várzea alta; AOr=Amazônia Oriental, AC=Amazônia Central, AOc=Amazônia Ocidental, AOcEq=Amazônia Ocidental Equatorial, AOcS=Amazônia Ocidental Sul.

	Família	Distribuição vertical		Distribuição longitudinal			Distribuição latitudinal em AOc	
		VB	VA	AOr	AC	AOc	AOcEq	AOcS
1	Fabaceae	12,46	8,45	7,62	12,23	8,79	10,05	6,9
2	Malvaceae	12,45	8,34	30,54	14,09	6,88	4,5	10,45
3	Euphorbiaceae	7,35	8,47	4,37	8,41	7,34	8,49	5,63
4	Moraceae	5,67	11,42	5,74	5,51	11,8	9,44	15,34
5	Arecaceae	5,09	12,33	5,58	0,71	11,42	9,36	14,5
6	Salicaceae	6,73	1,99	11,94	6,62	4,14	3,51	5,02
7	Salicaceae	5,23	2,53	4,63	5,69	3,21	4,68	1,02
8	Annonaceae	3,79	5,49	1,4	3,98	4,23	4,74	3,47
9	Brassicaceae	5,06	0,17	3,98	6,21	0,13	0,14	0,12
10	Sapotaceae	3,34	3,99	1,62	3,06	3,69	3,21	4,42
11	Lauraceae	3,92	1,24	2,18	4,72	1,16	1,62	0,47
12	Lecythidaceae	3,13	1,95	2,91	2,28	3,46	5,42	0,54
13	Verbanaceae	3,70	0,25	2,3	4,53	0,21	-	0,52
14	Meliaceae	1,41	5,09	1,02	0,52	4,99	3,65	6,99
15	Myristicaceae	0,9	4,76	1,75	1,08	3,8	4,64	2,53
16	Rubiaceae	1,7	2,28	1,16	1,78	2,36	2,93	1,52
17	Polygonaceae	2,48	2,19	2,06	2,44	2,77	2,77	1,77
18	Clusiaceae	1,89	1,28	1,11	1,15	2,28	1,25	3,82
	Total	86,3	82,22	91,91	85,01	82,66	80,4	85,03
	Nº de famílias	63	64	35	48	64	56	44

179–285 espécies/ha na Amazônia Central, e mais de 300 espécies/ha na Amazônia Ocidental (Gentry 1987, Valencia et al. 1994, Oliveira & Nelson 2001, Ter Steege et al. 2003).

A diversidade-alfa e a localização longitudinal das florestas são significativamente correlacionadas, indicando uma tendência ao aumento da diversidade de leste para oeste (Wittmann et al. 2006a). Esta tendência é especialmente pronunciada em florestas de várzea alta, e, mais fraca, contudo, também válida para florestas de várzea baixa. Na Amazônia Ocidental, a diversidade-alfa diminui das regiões equatoriais em direção ao sul. Novamente, esta tendência mostrou-se mais pronunciada em florestas de várzea alta do que em florestas de várzea baixa.

A tendência do aumento da diversidade-alfa da Amazônia Oriental para a Amazônia Ocidental também foi reportada para florestas equatoriais de terra-firme, onde ela parece ser relacionada com a densidade de árvores e a sazonalidade da precipitação (Condit et al. 2000, 2002, Pitman et al. 2002, ter Steege et al. 2003). Todavia, alguns estudos postulam que o conteúdo de nutrientes

nos solos é o fator mais importante influenciando o aumento da diversidade em florestas de terra-firme da Amazônia Oriental para a Amazônia Ocidental (ter Steege et al. 2006, Baker et al. 2014). Em florestas de várzea, o aumento da diversidade do leste para o oeste é especialmente evidente na várzea alta. Nós argumentamos que, adicionalmente ao fato da intensa troca lateral de espécies entre florestas de várzea alta e de terra-firme, a razão para a alta diversidade-alfa na Amazônia Ocidental é o resultado do alto teor de nutrientes nos substratos aluviais comparando com os substratos já lixiviados nas partes orientais. Porém, a similaridade floristica entre florestas de várzea alta e florestas de terra-firme é especialmente alta na Amazônia Ocidental, por causa do relevo mais acentuado em comparação com o relevo das áreas alagáveis ao leste. As inundações na Amazônia Ocidental são geralmente mais altas, mas também mais curtas do que aquelas na Amazônia Central e Oriental (Terborgh & Andresen 1998). Por isto, árvores sem adaptações específicas às inundações possivelmente conseguem se estabelecer com menor dificuldade na várzea da Amazônia Ocidental, contribuindo para a colonização de espécies de terra-firme em florestas de várzea.

Em florestas de igapó, muito menos inventários florísticos e, portanto, conhecimento de sua composição florística está disponível. Ainda assim, diferenças florísticas em comparação com a flora de várzea já são detectáveis ao nível de família. Os estudos de Ferreira (1997) no Rio Jaú, Montero et al. (2014) ao longo do Rio Negro e Targhetta et al. (2015) no Rio Uatumã mostram que as famílias mais importantes em florestas de igapó são: Fabaceae, Euphorbiaceae, Lecythidaceae, Chrysobalanaceae, Sapotaceae, Malpighiaceae e Combretaceae. Famílias geralmente importantes em florestas de várzea, como Malvaceae, Salicaceae, Brassicaceae, Urticaceae e Verbenaceae quase não têm espécies representantes em florestas de igapó (Wittmann et al. 2010b). No nível de espécies, a similaridade florística entre florestas de igapó e várzea é geralmente baixa em comparações locais, raramente ultrapassando 30% (Wittmann et al. 2010b). Embora alguns autores tenham ressaltado que as florestas de igapó têm elevada similaridade florística com outras florestas oligotróficas amazônicas, como as campinas e campinaranas (Klinge & Medina 1979, Vicentini 2004, Damasco et al. 2013), este fato parece estar restrito ao nível de família. Comparando inventários florísticos entre florestas de igapó e de campinarana na Bacia do Rio Uatumã, Targhetta et al. (2015) amostraram o total de 191 especies arbóreas ≥10 cm DAP em três hectares de florestas de igapó e três hectares de campinarana, com distância de somente 6 km entre os dois tipos florestais. Somente quatro espécies ocorreram nos dois ecossistemas (dissimilaridade florística de 97%), e no nível de gênero, a dissimilaridade florística ainda perfazia 82%. Não existem comparações de inventários de florestas de igapó com aqueles de floresta de terra-firme.

Enquanto as florestas de igapó na Amazônia Central e Ocidental são geralmente mais pobres em espécies arbóreas do que as florestas de várzea, e raramente ultrapassam 70 espécies/ha ≥10 cm DAP, florestas de igapó geralmente são mais ricas em espécies arbóreas do que as florestas de várzea na parte oriental da bacia (Ferreira et al. 2005). As possíveis causas para esta inversão na riqueza de espécies podem ser atri-

buídas aos seguintes fatores: 1) as florestas de várzea da Amazônia Oriental estão influenciadas pela maré, que, mesmo fora do alcance de salinidade marítima, influencia negativamente a riqueza de espécies, e leva ao aumento da abundância de poucas espécies dominantes (p. ex., *Euterpe oleracea*); 2) os substratos aluviais de várzea na parte oriental da bacia perderam grande parte dos seus nutrientes, e a água-branca é diluída com águas-pretas e claras dos tributários ao longo do curso do Rio Amazonas; e 3) a dinâmica aluvial do Rio Amazonas na parte oriental da bacia está reduzida e não gera mais o mesmo número de habitats e nichos que promovem a alta beta-diversidade na parte central e ocidental da bacia. Aparentemente, rios de água-preta e clara na parte oriental da bacia podem gerar maior beta-diversidade do que o Rio Amazonas. Contudo, existem diferenças florísticas evidentes entre as florestas alagáveis ao longo de tributários que se originam no Norte, como os Rios Trombetas, Paru e Jari, e aqueles que se originam no Sul, como os Rios Tapajos e Xingu (Almeida et al. 2004, F. Wittmann, dados não publicados). Assim, o igapó da parte oriental da Bacia Amazônica parece ser localmente variável, corroborando os resultados encontrados para a Amazônia Central por Montero et al. (2014) ao longo de diferentes tributários ao longo do Rio Negro.

8.6 A importância das áreas alagáveis amazônicas para a seleção de traços funcionais, radiação de espécies, e endemismos

Nas áreas alagáveis amazônicas, as diferenças entre os tipos de água, o conteúdo de nutrientes nos substratos aluviais, e a dinâmica fluvial levam à seleção de espécies e linhages com traços funcionais divergentes. Estas diferenças podem ser notadas no tamanho e peso das sementes e estratégias de reprodução, estabelecimento, tamanho e morfologia das folhas, orientação das folhas, formação de horizontes radiculares, taxas de crescimento radial e em altura, produção primária, e as idades máximas das árvores (Tabela 8.2). As diferenças são mais claras em florestas altamente inundadas, enquanto as exceções aumentam em direção a florestas maduras e pouco inundadas, porque em estágios maduros a variedade de nichos ecológicos de pequena escala aumenta (Connel & Slatyer 1977, Swaine & Whitmore 1988). Finalmente, os fatores ambientais contrastantes e a vegetação dominante explicam alguns fatores no funcionamento dos ecossistemas (Tabela 8.2).

Além dos traços funcionais acima descritos, a inundação sazonal gera um filtro seletivo para muitas espécies arbóreas, onde a escassez temporária de oxigênio demanda a formação de adaptações específicas (p. ex., Crawford 1992, Larcher 1994, Jackson & Colmer 2005, Parolin 2009, Wittmann et al. 2010b, Kreuzwieser & Rennenberg 2014). Na Amazônia, estas adaptações podem ser bioquímicas, fisiológicas e/ou morfo-anatômicas. Muitas árvores das florestas alagáveis reduzem o metabolismo durante a fase aquática, o que resulta em taxas fotossintéticas reduzidas, e na redução das taxas de crescimento e no incremento da madeira (Worbes 1986, Fernandez et al. 1999, Schöngart et al. 2002). Outras adaptações incluem a perda parcial ou total das folhas, a formação de raízes adventícias e/ou especializadas, o aumento da biomassa radicular durante a fase aquática, a formação de

lenticelas hipertróficas nas raízes e nos caules, aerênquima nas raízes, a transição para enzimas fermentativas durante a inundação, e a produção de elevadas concentrações de compostos antioxidantes (p. ex., Schlüter et al. 1993, Worbes 1997, De Simone et al. 2002, Parolin et al. 2002, Wittmann & Parolin 2005, Oliveira Wittmann et al. 2007, Ferreira et al. 2007, Parolin 2009, Piedade et al. 2010a).

Tabela 8.2: Fatores ambientais, traços funcionais da vegetação arbórea, e fatores do funcionamento do ecossistema em várzea e igapó.

	Várzea	Igapó	Referências
Fatores ambientais			
Dinâmica fluvial	Alta, com migrações dos canais dos rios entre 0,8%/ano (Amazônia Oriental e Central) a 23%/ano (Amazônia Ocidental)	Baixa, canais dos rios podem ser estáveis durante milhares de anos.	Mertes et al. (1996), Kalliola et al. (1992), Peixoto et al. (2009), Junk et al. (2015)
Granulometria	Argila e silte, e menores frações de areia fina	Areia, com camada de argila caolinítica em áreas florestadas	Irion et al. (2010), Junk et al. (2015)
Conteúdo de nutrientes	Alto	Baixo	Furch (1997)
Traços funcionais			
Tamanho e peso das sementes	Pequenas e leves	Grandes e pesadas, às vezes fixadas às plântulas durante anos.	Parolin (2000b)
Folhas	Grandes, finas, geralmente renovadas a cada ano (folhas "baratas").	Pequenas, escleromórficas, verticalmente orientadas, renovadas a cada dois ou mais anos (folhas "caras"), com proteção contra seca e herbivoria).	Prance (1975), Medina et al. (1978), Coomes (1997), Wittmann & Parolin (1999), Waldhoff & Furch (2002), Schöngart et al. (2002), Waldhoff & Parolin (2010), Fine et al. (2004), Mori et al. (2019)
Raizes primárias	Podem chegar a profundidades de até 6 m	Superficiais, raramente ultrapassando 1 m de profundidade.	Wittmann & Parolin (2005), Meyer et al. (2010)
Raizes finas	Maior densidade em profundidades entre 0,3-0,7 m	Superficiais, maior densidade entre 0-0,3 m	Meyer et al. (2010)
Taxas de crescimento em altura	Altas	Baixas	Worbes (1989, 1997), Parolin et al. (2002), Schöngart (2003)
Taxas de incremento radial da madeira	Altas	Baixas	Worbes (1989), Schöngart et al. (2005), Fonseca-Junior et al. (2009)

Tabela 8.2: Continuação.

	Várzea	Igapó	Referências
Produtividade	Alta	Baixa	Schöngart et al. (2010)
Idades máximas	<400 anos	>1.000 anos	Worbes (1989), Worbes et al. (1992), Junk et al. (2015).
Funcionamento do ecossistema			
	Mosaico de diferentes estágios de sucessão e tipos florestais, incluindo áreas vegetadas por macrófitas aquáticas (Poaceae) e sem vegetação.	Inteiramente florestado, com presença de arbustos e macrófitas aquáticas (Cyperaceae) somente na borda florestal.	Wittmann et al. (2004), Wittmann et al. (2010b), Junk et al. (2011, 2012, 2015).
	Sem camadas superficiais de raízes	Camadas superficiais de raízes espessas	Meyer et al. (2010), Junk et al. (2012, 2015)
	Sem camadas de liteira, exeto em áreas com inundação permanente (chavascais)	Camadas de liteira espessas	Klinge & Herrera (1978), Wittmann et al. (2010b), Wittmann (2012), Junk et al. (2015)
	Baixa susceptibildade ao fogo	Alta suceptibilidade ao fogo	Flores et al. (2014), Junk et al. (2011, 2015), Schöngart et al. (2017b), Neves et al. (2019)

Por outro lado, o desenvolvimento destas adaptações muitas vezes implica em uma moeda de adequação (*tradeoff*), porque as espécies que desenvolvem estas adaptações perdem a habilidade de competir em áreas não-alagáveis. A maioria das espécies das áreas alagáveis amazônicas se originaram de ecótipos de terra-firme (Kubitzki 1989). O número de espécies que as áreas alagáveis têm em comum com as áreas de terra-firme pode ser alto, especialmente nas partes superiores das áreas alagáveis, onde a inundação é curta, ou mesmo errática em anos mais secos consecutivos (p. ex., em anos de El Niño) (Terborgh & Andresen 1998, Wittmann & Junk 2003, Wittmann et al. 2006a). Ao longo de tempo geológico, a alta similaridade florística entre áreas alagáveis e de terra-firme ofereceu ampla oportunidade para as espécies de terra-firme se adaptarem às inundações periódicas, e isto promovia a diferenciação de nichos de ecótipos tolerantes à inundação. Muito provavelmente, espécies já adaptadas à inundação episódica, como ocorre ao longo dos milhares de pequenos rios amazônicos (igarapés), têm certa pré-adaptação que facilita o estabelecimento em áreas periódicamente alagáveis (Wittmann et al. 2010b, 2013). Com o aumento das adaptações específicas à inudação periódica, muitas espécies perderam a habilidade de competir em áreas não alagáveis, e se tornaram endêmicas.

Investigando a ocorrência neotropical das 658 espécies mais importantes (abundantes + frequentes) das florestas

de várzea, Wittmann et al. (2013) reportam que cerca de 11% das espécies investigadas são geograficamente e ecológicamente restritas (endêmicas) a ambientes de várzea, e que outros 22% das espécies investigadas ocorrem principalmente em áreas de várzea e somente facultivamente em outros ecossistemas neotropicais. Enquanto o percentual de espécies endêmicas de várzea é parecido nas categorias de várzea alta e baixa no Oeste e no Leste da Bacia Amazônica, muito mais espécies endêmicas da parte central da bacia ocorrem em florestas de várzea baixa (Figura 8.5).

Isto reflete os limites geográficos da região central, onde o pulso de inundação é mais alto do que nas outras regiões amazônicas. Para os ambientes de igapó, ainda não existem números comparáveis. Todavia, Prance (1979), Kubitzki (1989) e Mori (2001) sugerem que o igapó também é caracterizado pela elevada ocorrência de espécies endêmicas. Além disso, estudos filogenéticos de populações de *Himatanthus sucuuba* (Apocynaceae) em áreas de várzea e de terra-firme sugerem que nas áreas alagáveis existem muitas espécies e/ou variedades crípticas (Ferreira et al. 2009b, 2010). A soma desses estudos sugere que o pulso de inundação é um motor prevalente de especiação, e assim, durante eras geológicas, contribuiu significativamente para a geração da biodiversidade amazônica (Wittmann et al. 2013).

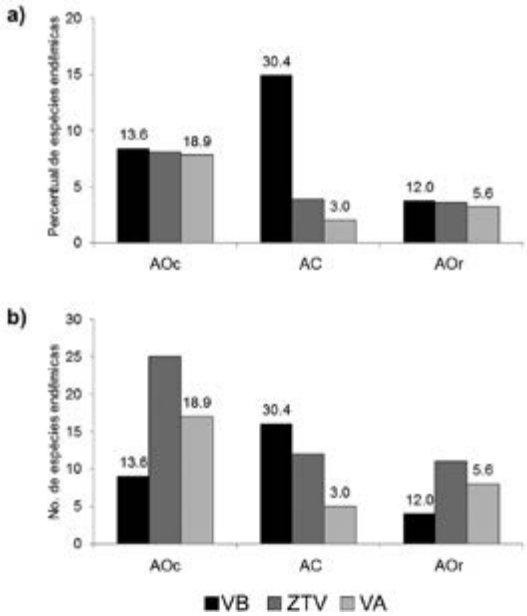


Figura 8.5: Percentagem (a) e número (b) de espécies endêmicas de várzea em categorias de inundação (VB=-várzea baixa; VA=várzea alta; ZTV=zona de transição vertical, espécies que ocorrem em ambos os habitats e/ou na transição entre VB e VA) e longitude (AOc=Amazônia Ocidental; AC=Amazônia Central; AOr=Amazônia Oriental) (Wittmann et al. 2013). A soma dos grupos pode exceder 100% por causa de endêmicas amplamente distribuídas em mais de um grupo longitudinal. Os números em cima das colunas indicam a área total dos inventários florísticos (ha) em florestas de várzea baixa e várzea alta.

Capítulo 9

Jörg J. Ohly

O desenvolvimento da Amazônia Central na era moderna

9.1 A ocupação humana pré-conquista na Amazônia

Comparativamente, pouco se sabe a respeito da colonização aborígine pré-histórica e da sua cultura na Amazônia Central, ou seja, a era precedente à chegada dos europeus na região. Dados históricos do século 16 ao século 18 (por exemplo, Carvajal 1934, Acuña 1859, Heriarte 1964, Cruz 1879, Fritz 1922, Ferreira 1983) indicam uma colonização sedentária em larga escala na ocupação das planícies alagáveis do Rio Amazonas e os seus maiores afluentes de água-branca. Entretanto, muitos destes dados foram somente redescobertos, traduzidos e colocados à disposição no final do século 19 e início do século 20. Além disso, dada em parte a natureza mística e exagerada de alguns destes relatos, frequentemente estes não foram levados em consideração nos trabalhos de historiadores, etnólogos, etnógrafos ou de arqueólogos.

Por muitas décadas, a arqueologia e etnologia americana foram (e ainda são) influenciadas pelas escolas do neoevolucionismo, representado pelos antropólogos Julian H. Steward ou Leslie A. White (Hilbert 2007). Com relação à Amazônia, a hipótese formulada é de que o ambiente pobre em recursos das planícies amazônicas evitou o aparecimento de sociedades mais complexas (Steward 1948, 1949, Meggers 1954, 1971). Os padrões de comportamento e o uso de terra das tribos aborígines atuais, que sofreram pouca influência externa, se alguma, e a ausência de evidências históricas são usados como prova para essa afirmação (Meggers 1995). Neste contexto, o debate sobre a falta de uma fonte adequada de proteínas como causa dos limitados níveis de tamanho, densidade e continuidade dos assentamentos ameríndios, no passado e no presente, é de algum interesse (Gross 1975). A resposta de Beckerman (1979) a este fato mostrou claramente que a disponibilidade proteica é pouco distinta para ser considerada como fator limitante no ambiente amazônico, particularmente nos sistemas de água-branca, ou seja, as planícies alagáveis localmente chamadas de várzeas. Denevan (1976) estimou uma densidade populacional de pré-contrato de 14,6 pessoas por km² nas planícies alagáveis, 0,1 pessoas por km² nas regiões altas de floresta úmida (terra-firme), e em geral uma densidade de 0,7 pessoas por km² para a Bacia Amazônica.

Nos últimos poucos séculos, os padrões de erosão e sedimentação dos meandros de rios mudaram o relevo da região de planícies alagáveis ocupada pelas sociedades de 500 anos atrás. Entretanto, alguns sítios pré-históricos ainda existem, tanto nas regiões de terra-firme, como nas regiões de várzea. Pesquisas sistemáticas, aplicando métodos arqueológicos modernos desenvolvidos nas últimas décadas, vêm sendo aplicados apenas recentemente na região (Roosevelt 1989). Porém, as descobertas dos poucos sítios investigados até agora reforçam os dados históricos que relatam sociedades de planícies alagáveis densamente povoadas no período da pré-conquista, baseadas na cultura intensiva de sementes e raízes, técnicas de estocagem de alimentos, caça e pesca (Roosevelt 1989, 1993, Porro 1994). As culturas principais eram a mandioca (*Manihot esculenta*), com alto teor energético, e o milho (*Zea mays*), relativamente rico em proteína, cujos cultivos na Amazônia remontam aos últimos 6.000 anos (Bush et al. 1989). Somente práticas de agricultura intensiva foram capazes de transformar a ocupação das planícies alagáveis em um processo sedentário.

Durante os primeiros 300 anos após a conquista do vale amazônico pelos europeus, estas sociedades indígenas que ocupavam o longo do braço principal do Rio Amazonas, e seus principais afluentes, a região do delta e o piemontês na parte ocidental desapareceram. Estes foram dizimados pelos caçadores de escravos, guerrilhas e o contágio de doenças (Cruz 1879). As populações sobreviventes se realocaram em outras regiões, principalmente os ambientes de terra-firme. Um número substancial de ameríndios foi forçado a viver nas colônias missionárias, sendo "civilizados" ou "catequizados". Em outras palavras, eles foram desaculturados e finalmente assimilados pela nova população, a então chamada sociedade ou cultura de caboclos (Wagley 1952, Grenand & Grenand 1990, Oliveira 1994). O termo caboclo foi provavelmente originado do tupi-guarani e significa "quem vem da floresta" (Grenand & Grenand 1990). Porém, o uso da palavra caboclo mudou com o tempo. Antigamente, o termo só era aplicado aos ameríndios, mais tarde passou a ser aplicado também aos descendentes de europeus, e, hoje em dia, é aplicado de maneira geral às pessoas da região rural. Assim como o termo "índio", o termo "caboclo" também é usado para humilhar ou ofender alguém. Outro uso pejorativo da palavra é o diminutivo "caboquinho". Meggers (1950) descreve o caboclo como "população de classe baixa rural com perda da implicação especificamente racial".

Quando os europeus e seus descendentes começaram a ocupar a várzea, a população indígena já tinha sido fortemente reduzida e a percepção corrente era de que a região era um grande vazio demográfico, habitado por alguns selvagens que faziam pouco uso dos recursos naturais. Somente recentemente, passou-se a compreender que ela é, na realidade, uma paisagem transformada e parte de uma "Amazônia antropogênica", mostrando as fortes interações entre o homem e o ambiente e seus impactos (Nordenskiöld 1916, Denevan 1992, 2011, Nugent 1994, Raffles 1999, Roosevelt 1999, Levis et al. 2017).

9.2 Primeiros contatos

Logo após a descoberta de ilhas e costas no final dos anos 1400, as quais o famoso navegador italiano Cristovão Colombo e seus seguidores pensavam

ser as Índias Ocidentais, tornou-se claro que estes não poderiam pertencer à Ásia. Necessário se fez equivaler às futuras posses territoriais entre os dois reinos ibéricos, que até então eram nações rivais e dominantes, embora o seu maior interesse nos territórios além-mar fosse o comércio das Índias e particularmente da África. Já em 1494, Espanha e Portugal haviam assinado um acordo para regular a possessão do território no Atlântico Oeste, que ainda estava por ser descoberto: O Tratado de Tordesilhas, que foi negociado com a assistência do Vaticano. De acordo com o tratado, Portugal deveria ter toda terra ao leste do meridiano de 370 léguas ao oeste de Cabo Verde, enquanto à Espanha pertenceria toda a terra ao oeste do meridiano. Entretanto, o tratado não mencionava definição precisa das milhas marítimas nem sobre a Ilha de Cabo Verde. Desta maneira, a visão do tratado mudou consideravelmente, quando algumas décadas mais tarde Portugal ficou sabendo dos navios de carga com minérios preciosos que chegavam dos portos andinos e do México à Espanha. O meridiano atualmente indicado no Tratado de Tordesilhas (Tambs 1974) teria uma linha que correria da atual capital do Estado do Pará, Belém, até o Sul do Estado de São Paulo.

No caminho para a Índia, em 1500, o navegador português Pedro Álvares Cabral desembarcou de uma forma imprevista na costa central do Brasil atual, forçado por correntezas e ventos adversos, e a reclamou como sendo da coroa portuguesa. Este território ficava sem dúvida a leste do meridiano do Tratado de Tordesilhas. A Bacia Amazônica, obviamente a oeste do meridiano em questão, e, portanto, parte do território espanhol, permanecia como sendo "*terra incognita*". Provavelmente, o navegador espanhol Vicente Yáñez Pinzón, antigo capitão da Caravela Niña da esquadra de Colombo, foi o primeiro europeu a alcançar o Rio Amazonas, ou mais apropriadamente a sua boca, contudo, este evento não teve consequências imediatas. Em fevereiro de 1500, Pinzón navegou ao longo da região do Delta do Amazonas e descobriu então o encontro da água doce com a água do mar.

Os marinheiros ancoraram os seus navios dentro da boca do rio, renovaram os seus suprimentos de água, capturaram alguns indígenas como prisioneiros e foram embora. Pinzón nomeou estas águas como "*Santa Maria de La Mar Dulce*". Pouco depois de Pinzón, Diego de Lepe, outro navegador espanhol, chegou até o rio e começou a subi-lo, mas teve que desistir do seu plano quando foi envolvido em lutas com as populações ribeirinhas, que estavam irritadas com os atos nada amistosos do seu antecessor. A expedição que deveria explorar as terras baixas dos Andes em 1531 também falhou. Iniciando em Sevilha (uma cidade da Colômbia atual), o espanhol Diego de Ordaz e seus homens chegaram até o Rio Marañon (na parte superior do Amazonas já conhecido nos anos 1510) onde seus barcos bateram em rochas. Foi somente em 1542 que os primeiros europeus viajaram ao longo do Amazonas. E isto aconteceu quase por acaso. Em uma expedição, o exército sob o comando do general espanhol Gonzalo Pizarro deixou Quito para alcançar o Leste da região andina de "*La Canela*", a famosa região da canela. Assim que a ração das tropas acabou, Francisco de Orellana recebeu ordens de procurar por provisões. Acompanhado de 155 soldados e dois padres dominicanos; um deles, Gaspar de Carvajal (Carvajal 1934), tornou-se o relator da jornada.

Eles desceram o Rio Coca em uma jangada. Na confluência do Rio Napo, a correnteza era tão forte que eles não conseguiram voltar. Do Rio Napo, eles navegaram então Amazonas adentro, que foi mais tarde chamado de "*Rio Orellana*" por Carvajal, em honra ao seu descobridor. Entretanto, o relatório de Carvajal não traz muitos detalhes a respeito das populações indígenas encontradas por espanhóis ao longo da sua jornada. Sua descrição é mais um sumário dos ataques às vilas, batalhas e brigas com as populações ribeirinhas, em decorrência da necessidade de alimentos pelos navegantes. Quando não são descritas longas brigas, o relatório de Carvajal assim descreve: "Nós continuamos nossa viagem rio abaixo sem saquear nenhuma vila porque ainda tínhamos comida a bordo", ou "nós continuamos a travessia nos apossando de comida onde podíamos porque estes não tinham como protegê-la".

Uma típica (não crítica) opinião da época era: "Nós não entramos em contato com os seus hábitos e costumes porque estes não nos deram oportunidade para isto". Isso não é de se surpreender, dado o comportamento de Orellana e seus soldados. Apenas no início da jornada, eles encontraram alguns ameríndios pacíficos e amigáveis, quando da construção de duas embarcações do tipo bergantim. Somente uma vez eles fizeram uma pequena excursão para dentro de uma vila nativa, alguns quilômetros dentro da área alagável do rio principal, uma vez que temiam encalhar em um banco de areia. Carvajal fez a maior parte de suas observações viajando a uma distância segura das margens dos rios. Em 26 de agosto de 1542, oito meses depois da partida do exército de Pizarro, o grupo já dizimado alcançou o Atlântico. O próprio Carvajal foi ferido duas vezes e perdeu um olho. Seu relatório teve algumas consequências. A pequena batalha com os ameríndios próximo ao Rio Nhamundá, na qual algumas mulheres participaram, provocou a associação dos espanhóis com as guerreiras da mitologia grega: "Nós mesmos vimos estas mulheres lutando na frente dos índios como mulheres capitãs, estas lutavam com tanta coragem que os índios homens não se atreviam a lhe dar as costas. E qualquer um que se atrevesse era morto com uma paulada, bem na nossa frente, e esta era a razão pela qual os índios mantinham as suas defesas por tanto tempo. Estas mulheres eram muito brancas e altas, tendo o cabelo longo e preso ao redor da cabeça. Elas são robustas e andam nuas, com exceção das partes intimas que são cobertas. Elas têm arcos e flechas em suas mãos, e lutam com a força de dez homens... Uma destas mulheres acertou uma flecha bem no meio da brigada, e outras ao seu redor fazendo com que estes se parecessem com porcos-espinhos" (Carvajal 1934).

Este momento histórico de pouca importância levou à dominação de uma região de mais de 6,5 milhões de quilômetros quadrados de poderoso sistema de rios. Carvajal também menciona rumores a respeito de tesouros, que levaram às famosas lendas do "*Lago Dorado*", "*Rio del Oro*", ou de uma cidade chamada "*Manoa de Dorado*". Numerosas expedições espanholas, portuguesas e holandesas exploraram a região amazônica atrás de ouro, que foi dito ser encontrado nos arredores de Rio Branco. No final do século 19, havia mapas que mostravam o Lago Parima ou Lago Dorado, que nunca existiram. O famoso cientista e explorador francês La Condamine (1745) desceu

o Rio Amazonas até o Pará em 1744 e publicou um célebre e abrangente relatório sobre a flora, fauna e o relevo da região. Ele também discutiu de maneira muito racional todos os mitos a respeito da Amazônia, atribuindo a origens dos rumores à atitude amistosa dos ameríndios, que respondiam às questões dos curiosos e gananciosos europeus a respeito do ouro na região. Segundo La Condamine, eles simplesmente intencionavam agradar os viajantes e por isso inventavam respostas de acordo.

A descrição de Carvajal a respeito das grandes tribos ao longo do Amazonas mexeu com o desejo de Portugal de obter mão-de-obra barata para as plantações portuguesas no Leste da Amazônia. Por outro lado, sua descrição humana e tolerante com relação à população nativa, que também foi demonstrada mais tarde nas suas atividades no Peru, não obteve nenhum efeito sobre os seus leitores. Orellana foi mandado de volta à Espanha, onde teve de responder às acusações de ter abandonado a expedição de Pizarro. Alguns anos mais tarde, ele liderou uma nova expedição para explorar o Norte da Bacia Amazônica. Sua intenção de subir o Rio Amazonas falhou por não ter encontrado a passagem correta em meio às ilhas e canais da região do Delta Amazônico. Ele também se envolveu em fortes lutas com os ameríndios e perdeu um considerável número de homens. Orellana, o comandante do primeiro grupo europeu que atravessou a região amazônica inteira, morreu em 1546 e foi enterrado numa ilha desconhecida do poderoso rio, levou o seu nome por algum tempo na história. Outra expedição espanhola falhou, 18 anos mais tarde. Em 1560, em nome do vice-rei do Peru, o General Pedro de Ursua penetrou dentro da Bacia Amazônica pelo lado leste à procura de riquezas. O general foi morto por um de seus oficiais, Lope de Aguirre (o "tirano"), que continuou a jornada com alguns dos seus seguidores Rio Amazonas abaixo em uma jangada. Anos mais tarde, ele foi capturado em Nova Grenada (hoje Venezuela) e executado. Ainda levou bastante tempo até que a conquista da Amazônia pelos europeus tomasse forma. A Coroa Espanhola, que oficialmente era a dona desta região, concentrou-se primariamente na exploração de riquezas minerais nos Andes. Mas Portugal nunca desistiu de suas ambições sobre as terras a oeste do meridiano indicado no Tratado de Tordesilhas. Já entre os anos 1580 e 1640, quando Portugal pertencia ao Reino de Habsburg de Castilha, esta estabeleceu os fundamentos para a subsequente conquista lusitana.

9.3 Os primeiros passos para a dominação da região

No início do século 17, apesar de os portugueses ainda estarem unidos ao Reino de Castilha, estes finalmente colonizaram as costas Leste e Norte do Brasil. Em 1616, eles fundaram o Forte do Presépio, que mais tarde se tornou Belém, a capital do Estado do Pará. Resultado de uma expedição sob o comando de Francisco Castelo Branco, que tinha como objetivo destruir algumas pequenas e isoladas bases dos franceses no Rio Tocantins, dos holandeses no vale do Xingu e dos ingleses na costa do Amapá, nos arredores da Ilha de Marajó, o Forte do Presépio foi a base e o ponto da conquista inicial da Amazônia. Porém o balanço de poder da região ainda permanecia pouco claro. Em 1624, a coroa espanhola ordenou a separação de duas regiões administrativas, o Estado do Brasil com a sua capital Bahia, e o Estado do Ma-

ranhão (incluindo a área do atual Estado do Pará) com a sua capital São Luis. Isto se tornou necessário porque os dois territórios já eram separados de fato pela presença dos holandeses no Nordeste. A aristocracia portuguesa, à qual haviam sido ofertadas duas regiões hereditárias, a Capitania do Grão -Pará e a Capitania da Bahia, cedo representou os interesses portugueses em primeiro lugar. Isso foi observado com desconfiança pelos espanhóis.

Em 1637, o português Pedro Teixeira deixou o Pará com 47 barcos, 70 mercenários portugueses, e 1200 ameríndios como remadores. Oito meses mais tarde, depois de uma dura jornada rio acima no Amazonas e uma longa marcha ao Leste da Cordilheira, eles alcançaram Quito (Cruz 1900). O vice-rei do Peru, que já estava descontente com a presença de tantos portugueses tão adentro no seu país, ordenara o retorno de Teixeira, enviando com ele alguns soldados espanhóis e dois padres jesuítas. O padre Cristobal de Acuña (1859) se tornou o cronista da travessia de retorno, que começou em fevereiro de 1639, e terminou 10 meses mais tarde. No prefácio do seu relatório, ele sugere nomear o curso do Amazonas como *"El grande rio de las Amazonas"*. Porém sua proposta não obteve aceitação, assim, uma parte do rio passou a se chamar *"Rio Orellana"* por sugestão de Carvajal. O lado peruano era chamado de Rio Marañon, enquanto os portugueses reservaram mais tarde o nome Rio Solimões para o alcance de Tabatinga, na fronteira com o território espanhol, até a confluência com o Rio Negro, e o nome Rio Amazonas para a parte abaixo remanescente até a boca do rio.

Existem, entretanto três razões pelas quais o deslocamento de Teixeira foi importante para o desenvolvimento da região. Primeiramente, essa missão de reconhecimento realizada pouco antes da independência portuguesa da Espanha, deu aos portugueses uma importante vantagem de tempo em relação aos seus objetivos de expansão no território oeste. Segundo, Pedro Teixeira ergueu um marco de delimitação português na confluência do Rio Napo com o Rio Aguarico dentro do território espanhol, e conclamou toda terra ao leste deste marco como sendo possessão portuguesa em nome do rei espanhol Felipe IV. Isto era legalmente e historicamente correto, uma vez que o rei era soberano sobre ambos os países, de Espanha e Portugal. Teixeira não poderia imaginar que apenas um ano depois a situação política iria mudar completamente, depois da tomada de Portugal e a ascensão da família Bragança. Obviamente, a família Bragança iria reclamar toda a terra tomada por Teixeira como possessão portuguesa. A localização correta do marco delimitador continuou sendo objeto de disputa entre espanhóis e portugueses (La Condamine 1745, Fritz 1922). A revisão do Dr. G. Edmundson discute no prefácio do Diário do Padre Samuel Fritz (Fritz 1922) os vários aspectos, o estado de conhecimento e os relatórios de La Condamine, que consultou o original "Auto de Posse" escrito por Teixeira nos arquivos do Pará e não concordava com a visão portuguesa, dizendo que a marca limite deveria ficar próxima à cidade de Ega (hoje Tefé) e do afluente do Rio Japurá, abaixo da confluência dos rios Napo e Aguarico. Em terceiro lugar, é interessante que o relatório de Acuña sobre os recursos naturais da Amazônia já continha essencialmente todas as reais possibilidades para a futura extração e o desenvolvimento econômico e agrário da região durante a colonização

portuguesa e o Brasil Império, até o início do ciclo da borracha na segunda metade do século 19. Como Carvajal, Acuña mencionou a existência de ouro na região amazônica, mas admitiu apenas ter ouvido a respeito. Sua descrição a respeito dos enormes e ininterruptos povoados ao longo do Rio Amazonas teve consequências para a população nativa. Os mercenários de Teixeira queriam remar o Rio Negro acima para capturar ameríndios que seriam usados como força braçal. Acuña só conseguiu fazer Teixeira mudar de ideia com grande dificuldade, lembrando-o a respeito das ordens do vice-rei para que este retornasse o mais rápido possível ao Pará. Mas rio abaixo, perto do Rio Tapajós, Teixeira reporta ter capturado ameríndios para a escravidão.

O padre franciscano Laureano da Cruz (1900), que atravessou a Bacia Amazônica em 1651, ficou irritado com as chamadas "tropas de resgate" dos portugueses que sistematicamente recrutavam trabalho braçal. Este método simples e efetivo, não tinha nada a ver com a palavra "resgate". Os portugueses resgatavam os prisioneiros de guerra das tribos de ameríndios salvando suas vidas para depois torná-los escravos. Também era comum a deportação de ameríndios que eram adequados para o trabalho e que eram selecionados de tribos hostis. Estes escravos eram capturados em nome da guerra justa. O resgate e o aprisionamento dos ameríndios os trouxeram para o trabalho escravo nas plantações ao Leste da Amazônia, ou para o trabalho no serviço público e doméstico como remadores, soldados, coletores silvícolas ou pescadores. As tropas de resgate que operaram por boa parte do século 18 eram definitivamente negócio lucrativo. Cruz (1900) escreveu: "Os povoados de índios cristianizados estão sendo despovoados, assim com as províncias de índios amigáveis". As populações de ameríndios ao longo dos rios também foram dizimadas pelas epidemias trazidas pelos europeus. Cruz descreve ainda uma epidemia de varíola com a duração de seis meses na região dos Omagua no Alto Solimões: "A maior parte deles estavam mortos... Eles me informaram que toda a província foi infectada e muitas pessoas morreram".

Acuña (1859) deu informações detalhadas da região amazônica e do seu potencial de uso. Ele sublinhou a importância do rio como sistema de transporte para os territórios espanhóis e enfatizou a fertilidade das planícies alagáveis: "O famoso Rio Amazonas que atravessa a rica, fértil e densamente povoada região do Peru, talvez deste dia em diante, é proclamado como o maior e mais celebrado rio do mundo... O rio é repleto de ilhas nas quais os índios plantam as suas sementes, tendo suas habitações nas ilhas maiores. Estas ilhas são inundadas pelo rio todos os anos e são assim fertilizadas pela lama que é deixada, nunca permanecendo estéreis. Produtos como o milho e a mandioca são os alimentos mais comuns e estão presentes em grande abundância". Acuña observou também que: "A natureza nossa mãe proveu estes bárbaros (ou seja, os ameríndios) com um simples modo de preservar a sua alimentação. Eles coletam raízes das quais é feita a mandioca, uma substituta comum ao pão, em todas as partes do Brasil, e cavando buracos no solo eles as enterram, e as deixam assim cobertas durante todo o período de cheia. Quando a água rescinde, eles as removem e as usam como alimento, sem que estas percam as suas propriedades nutritivas". A comparação de Acuña sobre a habilidade das formigas e dos humanos para estocar comi-

da é um bom exemplo do pensamento contemporâneo da época, que tinha o homem como centro da criação: "Se a natureza ensina uma formiga a estocar os seus grãos de maneira a preservar o seu alimento para o ano inteiro, o quanto mais ela o fará para um índio, quão bárbaro este possa ser, para protegê-lo dos perigos e preservar o seu alimento: Não é certo que a Providência Divina irá ter mais cuidado com o homem do que com algum estúpido animal?"

Na obra de Acuña (1859) são descritos também os usos de diversas plantas e um capítulo inteiro é dedicado a como fazer uma bebida alcoólica à base de raiz de mandioca: "A mandioca não serve somente como alimento, mas também como bebida, a qual os nativos são usualmente muito inclinados... Algumas vezes é tão forte que pode ser tido como o vinho de uvas, que intoxica os nativos fazendo com que percam o juízo". Além disso, ele mencionava o cultivo de outros produtos: "Ricas raízes como a batata, a macaxeira e outras, que quando assadas ou cozidas, não somente são deliciosas como também muito nutritivas". Sobre o cacaueiro, já bastante estimado pelos espanhóis em outras partes da América do Sul, ele escreveu: "Os bancos de rio são tão cheios de madeira, que uma vez cortada, esta seria suficiente para abastecer um exército inteiro. É claro que com um pouco de trabalho estas árvores poderiam ser cultivadas ao longo do rio, na qual a natureza sem nenhuma ajuda iria cobri-la de frutos abundantes". O cultivo de tabaco também parecia ser amplamente distribuído: "Grandes quantidades são encontradas em toda região ao longo dos bancos de rio, e se fossem cultivados com cuidado, este poderia se tornar o melhor tabaco do mundo, na opinião daqueles que entendem do assunto. O solo e o clima são propícios a colheitas abundantes".

O potencial de cultivar cana-de-açúcar é também apontado por Acuña ("O mais nobre, mais valioso e produtivo produto da coroa real... Não será coisa nova se plantar cana-de-açúcar nestes bancos de rio, uma vez que a sempre encontramos ao longo de uma vasta área"). Essa afirmação, contudo, deve ser vista dentro do contexto histórico, pois seu relatório foi publicado em 1641, um ano após a separação entre Portugal e Espanha, quando todas as plantações de cana-de-açúcar do leste da Amazônia, primariamente no Maranhão e na costa do Brasil, onde hoje fica o Norte, Nordeste e a região Central do Brasil, foram perdidas. Nesse relatório, ele salienta a importância de espécies do novo mundo que soavam muito promissoras: "Para suprir o mundo inteiro; mas também há muitos outros, que apesar de em menores quantidades não irão falhar em enriquecer a coroa real. Tais como, entre outros, o urucu [*Bixa orellana*], do qual se obtém o melhor dos corantes e é muito apreciado pelos estrangeiros". Quanto a comida que os ameríndios comiam junto com o pão de mandioca (*el pan* cotidiano), ele escreveu: "Não somente frutos como as bananas [*Musa* spp.], abacaxis e goiabas [talvez *Psidium guajava*, embora a palavra espanhola *guayaba* ou *guaba* também possa se referir a *Inga* spp.], mas também deliciosas nozes. Os índios também têm palmeiras de diferentes tipos, algumas as quais produzem cocos [p. ex., "nozes" ou "castanhas"], e outras tâmaras comestíveis, que embora silvestres, tem sabor agradável". No texto original de Acuña também são mencionados "*auios*", provavelmente "abius", as frutas da árvore nativa, o "abieiro" (*Pouteria caimito*, Sapotaceae).

A qualidade da madeira de construção também é exaltada: "As florestas deste rio são inumeráveis, tão altas que alcançam as nuvens, tão densas que provocam surpresa. Eu medi um cedro na medida das minhas próprias mãos, deram 30 palmos de circunferência. A qualidade é da melhor que se pode imaginar. Existem cedros, algodoeiros, pau-de-ferro, e muitos outros, que reconhecidamente pertencem a melhor madeira para a construção de barcos. Neste rio poderiam ser construídos os melhores barcos e com o mais baixo custo do que em qualquer outro país, finalizados e liberados sem a necessidade do envio de material da Europa, com a exceção de pregos". A demanda de madeira de construção para uma nação navegadora como a Espanha era bastante grande. Mas Acuña também não esqueceu outros produtos florestais, que mais tarde teriam grande importância econômica sob o termo coletivo "Drogas do Sertão": "Nas florestas eles têm à disposição a melhor medicina para a cura de suas doenças. Eles coletam a maior *cañafistula*, ou fruto da *Cassia expurgante*, encontrada em todos os lugares. E a melhor salsaparrilha [p. ex., *Smilax* spp.], borrachas e resinas curativas em grande abundância e mel de abelhas silvestres em todos os cantos... A cera, apesar de escura, é boa e queima tão bem quanto qualquer outra. Nestas florestas há também o óleo de andiroba [*Carapa guianensis*], inigualável na cura de feridas, e também a copaíba [*Copaifera* spp.], não existe melhor bálsamo do que este. Aqui são encontradas milhares de ervas e árvores de qualidade peculiar; e para encontrar muitas outras um segundo Dioscorides ou um terceiro Plínio deveria aparecer para investigar suas propriedades".

Acuña também destacou a abundância da fauna, como os peixes, as tartarugas e o peixe-boi (*Trichechus inunguis*), que ele classificou como peixe: "Além de todos estes suprimentos que enchem os seus pratos, os nativos ainda contam com a pesca extensiva. Todos os dias eles se abastecem com mãos cheias da abundância inacreditável deste rio, como o peixe-boi, que uma vez se experimenta, se surpreende pelo paladar bem temperado. Ele é do tamanho de um bezerro de um ano e meio, mas sua cabeça não tem orelhas, nem chifres. Este animal se alimenta apenas de gramíneas, como um bovino e por isso sua carne tem um sabor delicioso e nutritivo". As tartarugas [p. ex., *Podocnemis expansa*] são "alvos de bom tamanho, sua carne tem um sabor suave e tenro como a carne de gado, enquanto que as fêmeas quando mortas apresentam no seu ventre mais de 200 ovos que são tão bons quanto os de galinha, apesar de serem de difícil digestão". Sobre a caça praticada pelos ameríndios, destacou: "Eles não saem em diligência para procurar carne fresca através do inverno [inverno nesta região é até hoje o termo usado para designar o período de cheia dos rios, quando os peixes são escassos e a maior parte das terras cultiváveis da várzea está submersa]". Eles capturam tartarugas e constroem para elas "grandes terrários com pequenas poças no meio para retenção de água da chuva, alimentando-as com galhos e folhas, mantendo-as vivas enquanto eles achem necessário". Ele também se tornou um grande fã da manteiga de tartaruga: "Os ovos de tartaruga são tão ricos em gordura, que de somente dois ovos se pode obter uma jarra inteira de gordura, que uma vez temperada com sal é muito saborosa e mais duradoura que a gordura de gado. Ela é útil para

se fritar peixe e para qualquer outro prato, uma vez que esta é o melhor e mais fino tipo de gordura que pode ser encontrada. Eles coletam estas tartarugas com tanta abundância, que não existe nenhum cercado que não contenha pelo menos mais de 100 delas. Desta maneira, estes bárbaros não sabem o que é fome, uma vez que apenas uma destas tartarugas serve para abastecer a maior das famílias".

Em respeito a caça das planícies alagáveis e da terra-firme, escreveu: "Pode ser que de vez em quando estes índios se cansem de se alimentar de peixe, embora este seja muito bom, e talvez procurem por alguma carne. A natureza tem sustentado suas necessidades com todo o tipo de alvo de caça. Como por exemplo, as antas [*Tapirus silvestres*], que são do tamanho de uma mula de um ano de idade, e de cor e forma parecida. A carne é mais parecida com a de gado, embora seja um pouco mais doce. Também existem pacas [*Agouti paca*], cutias [*Dasyprocta* spp.], iguanas, grandes espécies de lagartos, jabotis [provavelmente *Testudo jabulata*] e outros animais, de sabor tão excelente que faltaria pouco para que se igualassem aos melhores pratos da Europa. Existe um número infinito de patos e galinhas d'água em muitos lagos". A criação de aves já era praticada nesta época: "Os índios criam algumas galinhas nas suas casas, estas foram originalmente trazidas do Peru, e tem se espalhado gradualmente ao longo do rio".

Embora nenhum europeu tivesse até então subido o Rio Negro, e Teixeira houvesse sido impedido de continuar a sua jornada (como já foi mencionado), nosso relator foi informado a respeito da região de águas negras. Ele mencionou a existência de muitas tribos de ameríndios. Isto provavelmente levou a intensa atividade missionária ao longo do Rio Negro apenas poucas décadas mais tarde, além de expedições de tropas de resgate em busca de escravos. Mas particularmente as suas referências sobre o agradável modo de vida para os europeus e a importância estratégica da região para a segurança da parte Norte da Amazônia Central podem ter contribuído para o fato de que nos anos seguintes os portugueses se assentaram primeiramente ao longo dos rios Negro e Branco. Eles tentaram assegurar a parte sul, o vale do Rio Solimões, bem mais tarde. Acuña descreveu o Rio Negro entusiasticamente: "A terra perto do rio é elevada [o que aqui significa terra que não é inundada] e tem um solo bom, que sob cultivo iria produzir qualquer fruto, e em algumas partes, até mesmo os de origem europeia. Existem boas pastagens cobertas com excelente grama, suficiente para sustentar inumeráveis rebanhos". A baixa quantidade de peixes no Rio Negro em comparação ao Rio Amazonas também foi destacada por Acuña. Obviamente ele tinha boas fontes de informação a respeito desta região (exceto em relação ao "bom" solo da região do Rio Negro), embora ele nunca a tivesse visto. Ele sugeriu que: "Na boca do rio existem excelentes condições para a construção de um forte, e uma enorme quantidade de pedras que podem ser usadas para proteger a passagem contra a entrada de inimigos que possam tentar entrar através desta região no Amazonas". Vinte e oito anos mais tarde, os portugueses e não os espanhóis, como Acuña poderia ter imaginado, construíram um forte (Fortaleza de São José do Rio Negro, hoje Manaus), e não na boca do rio, mas alguns quilômetros mais acima. O cronista português Mau-

rício de Heriarte (1964) também tomou parte na expedição de Teixeira e deu uma descrição da região do Amazonas e do norte do território português. Ele descreve sobre o Rio Negro: "Este rio não tem mosquitos ou qualquer outro tipo de praga..." e enfaticamente recomendou esta região para a colonização.

9.4 A conquista portuguesa

O Tratado de Tordesilhas não dava direito legal aos portugueses para penetrar no território mais a oeste. Mas logo após a independência da Espanha (1640), eles fizeram o que qualquer um dos colonizadores teria feito. Eles tiraram vantagem da falta de poder na região, provocada pela priorização de exploração espanhola em outras áreas da América do Sul e Central e avançaram lentamente pela região do Rio Amazonas e seus afluentes. Construíram pequenos pontos estratégicos, como a Fortaleza de "São José do Rio Negro" próximo à confluência dos rios Negro e Solimões em 1669, que próximo ao sítio de colonização "Lugar da Barra" se tornou o principal centro urbano da região, e finalmente foi chamado de Manaos ou Manaus, assim como em 1667 a "Fortaleza de Santarém" próximo à confluência do Amazonas com o Rio Tapajós, e em 1698 o "Forte d'Óbidos", que, nesta parte estreita do Amazonas, permitiria o perfeito controle de navegação rio abaixo.

O diário do jesuíta boêmio Samuel Fritz (1922) dá uma descrição interessante a respeito dos anos iniciais da expansão portuguesa na região. Desde 1686, Fritz estava ligado ao Colégio Jesuíta de Quito, a capital do atual Equador, e estava a comando da missão da tribo dos Omágua e Jurimagua no Alto Rio Solimões e na região do Marañon. Além do trabalho missionário que realizou com sucesso até a sua morte em 1724, ele obteve um conhecimento geográfico tão acurado da região que ele pôde desenhar um mapa da região em 1691 com uma delineação aproximadamente correta do Rio Amazonas, suas bocas e afluentes. Ele tentou proteger as tribos de ameríndios na sua área de missão das expedições de capturas de escravos portugueses. Como mencionado anteriormente, os portugueses assumiram o marco de definição deixado por Teixeira em um sítio mais a oeste do ponto atual, a fundo do território espanhol, o que provocou constantes incertezas e repetidos confrontos armados. Fritz removeu os Omágua e Jurimagua rio acima para protegê-los dos caçadores de escravos. Poucas décadas depois, quando os portugueses expulsaram os jesuítas da região, a maior parte das missões fundadas por Fritz foi destruída por estarem situadas no território conclamado por Portugal e, consequentemente, grande parte das populações indígenas desapareceu das planícies alagáveis e da região do Alto Amazonas. Outras ordens religiosas com licença para praticar atividades missionárias também serviram aos propósitos expansionistas portugueses. Em 1693, a ordem jesuítica, não o braço hispânico de Quito, mas o português de Belém, foi presenteada com a região ao sul do Rio Amazonas, e a ligação entre os rios Urubu e Negro. Em 1725, as irmãs Carmelitas ganharam a região do Baixo Rio Negro. As Carmelitas já estavam presentes ao longo do Solimões em 1710 e ao longo do Rio Branco em 1725. A ordem de Nossa Senhora do Monte Carmelo era ativa em instituir escolas missionárias e ensinar técnicas europeias modernas de cultivo para os habitantes das missões, as chamadas

"aldeias" (Reis 1989). Desta maneira, foi criado algo como o direito de posse para a conquista e ocupação, o chamado "*uti possidetis de facto*" (Tambs 1974). O direito foi legalmente reconhecido em 1750 no Tratado de Madrid, que essencialmente dava a Portugal os territórios pertencentes ao Brasil atual.

Mais ou menos 100 anos mais tarde, Laurent Saint-Cricq, que temporariamente acompanhou a expedição científica francesa de Francis Comte de Castelnau, que explorou a Amazônia, mas que viajou extensivamente por conta própria no Peru e Brasil na década de 1850, publicou sua experiência na região nos anos 1860 sob o pseudônimo Paul Marcoy (1862-1867), encontrou em Manaus dois obeliscos de mármore que haviam sido feitos em 1750 em Portugal e trazidos para Manaus. Um era para ter sido colocado às margens do Rio Iça e o outro às margens do Rio Tabatinga e deveriam marcar as novas fronteiras dos dois países ibéricos na Amazônia. De acordo com Marcoy, as seguintes quatro linhas estavam gravadas nas pedras: "*Sub Joanne V Lusitanorum Rege Fidelissimo; Sub Ferdinando VI Hispaniae Rege Catholico; Ex Pactis Finium Regundorum Conventis Madriti Ibid. Januar. M.D.C.C.L.; Justicia et Pax Oculatae sunt*".

A principal aquisição territorial foi o vale do Amazonas. 1750 foi também o início do ministério do estadista português marquês do Pombal, o secretário do Estado do Reino, que tomou decisões para que se continuasse o desenvolvimento da Amazônia. Em 1751, o Estado do Grão Pará e do Maranhão foi fundado, com a capital Belém próxima do Delta do Amazonas, transferindo desta maneira a central administrativa da região para o leste. O primeiro a se tornar governador do novo estado foi o irmão de Pombal, Francisco Xavier de Mendonça Furtado. Em 1755, a Capitania de São José do Rio Negro foi fundada mais ou menos coincidindo com o atual Estado do Amazonas, e administrada por Belém. Estes territórios ao Norte da Colônia Portuguesa não eram subjugados ao governo geral do Brasil, mas diretamente sob o governo de Lisboa. Neste mesmo ano, Pombal ordenou o fechamento das estações missionárias (principalmente para pôr fim à força das missões jesuíticas) e as aldeias foram transformadas em assentamentos nomeados de acordo com seu tamanho em vilas ou povoados (Reis 1989). O ensino da língua portuguesa se tornou obrigatório em todas as escolas e a "Língua geral", a língua comum baseada no tupi-guarani, foi proibida, embora continuasse a ser a linguagem colonial por um bom tempo. Durante a liderança do Pombal foi fundada a Companhia Geral do Comércio do Grão Pará e Maranhão (1755-1778), com o objetivo de promover a produção e o comércio da região amazônica. Esta companhia mantinha o monopólio comercial da região. Em 1757, os ameríndios se tornaram livres da coroa. Esta medida sobre a liberdade da população ameríndia, que praticamente só existia no papel, foi tomada em consequência do fato de que 140 anos de escravidão e trabalho forçado da população ameríndia masculina nas plantações a Leste da Amazônia levaram a drásticas perdas da população local (Corrêa da Silva 1992). Escravos negros dos territórios africanos sob possessão portuguesa supostamente deveriam repor à força, a mão de obra ameríndia. Porém, os novos territórios amazônicos deveriam ser povoados com ocupantes que assegurassem a região para Portugal. Isto não poderia ser obtido por um pequeno país como Portu-

gal. Em 1755, Pombal criou uma lei que promovia o casamento entre homens europeus e mulheres ameríndias. Um imigrante que se casasse com uma índia recebia terra para o cultivo e seria excluído do serviço militar e das taxas nos anos iniciais (Corrêa da Silva 1992). Para dar-lhes um início no novo mundo, eles recebiam suplementos agrícolas e ferramentas (como, por exemplo, enxada, foice e facão), algum linho (sete varas de linhagem ou estopa), armamento e algum dinheiro (Reis 1989).

O primeiro programa de assentamento oficial não parece ter sido muito bem-sucedido no interior da Bacia Amazônica. Em 1772, somente 970 colonizadores brancos faziam parte da Capitania de São José do Rio Negro, em contraste foram registrados 10.620 ameríndios civilizados que viviam nos assentamentos ao longo dos bancos de rios nas antigas missões, os assim chamados "aldeados". Também 193 escravos negros foram contados (Reis 1989). Mesmo assim, as políticas do período de Pombal tiveram um efeito duradouro na economia de extração (Drogas do Sertão) e atividades agrárias. Em 1775, a Capitania produziu 12.086,5 arrobas de cacau (cerca de 177,7 toneladas), 470 arrobas de café (cerca de 6,9 toneladas) e 295,5 arrobas de salsaparrilha (cerca de 4,3 toneladas). Para promover a expansão do café, um decreto real de 1747 ordenava que só se pudesse importar café da região amazônica.

Uma imagem exata da Capitania ao longo do final do século 18 é dada pelas descrições de viagem de Alexandre Rodrigues Ferreira (1983). Ferreira foi mandado para diversas partes da região amazônica no período de 1785 a 1792. A sua publicação, o "Diário da Viagem Philosófica pela Capitania de São José do Rio-Negro com a Informação do Estado Presente" e muitas memórias produzidas a respeito de diferentes tópicos, mostraram que ele não foi somente um preciso observador, mas também aproveitou as suas estadas para estudos geográficos, etnológicos e científicos. Suas ricas coleções etnológicas podem ser vistas hoje em dia no Gabinete Real, no Museu de História Natural e Academia de Ciências em Lisboa, e no Museu de Antropologia da Universidade de Coimbra. Em 1996-1997, uma pequena parte da coleção de Ferreira foi exposta no Centro Cultural do Palácio do Rio Negro em Manaus.

Ferreira escreveu que os habitantes de Barcelos, a então capital da Capitania, no leito superior do Rio Negro, cultivavam "mandioca, café, um pouco de cacau, cana-de-açúcar, tabaco, milho, arroz etc.", embora a maioria estivesse envolvida no comércio e não no cultivo destas colheitas. A situação parecia ser bem típica para as colônias lusitanas, um fato também lamentado pelo naturalista inglês Alfred Russel Wallace (1853). Obviamente, os solos no vale do Rio Negro não eram propícios para estes cultivos, nem mesmo para a mandioca. Ferreira admite que: "Os solos [do Rio Negro] não são tão férteis para o cultivo da mandioca como aqueles dos rios Amazonas e Solimões". O rendimento da farinha de mandioca na região das várzeas, com rios de águas -brancas, era de 4 a 5 vezes maior. Ferreira atribuiu este fato ao erro de seleção das variedades e aos períodos muito curtos de erradicação de ervas daninhas. Ferreira se referia a mais de 20 tipos diferentes de mandioca, que eram distinguidas pelos ameríndios da etnia Manoa de acordo com o tamanho do tubérculo, de acordo com o período de crescimento, durabilidade no

solo, vitalidade, e a qualidade e a cor da farinha. Algumas espécies exóticas e não endêmicas já eram cultivadas. Os missionários haviam importado quatro espécies ou variedades de "couves", que "eram produzidas durante o ano inteiro, mas eram fibrosas, tinham sabor ruim e que somente agradavam aos olhos". O repolho branco também era cultivado. Sementes de pepino foram introduzidas do Mato Grosso. Diretamente de Portugal entraram "uvas (parreiras), figo, laranjas, limão, lima, abóbora, melão, melancia, berinjela, e tomate". Salsa era cultivada a partir das sementes. Ferreira certamente estava a par da situação engraçada com relação ao consumo de plantas exóticas e espécies atípicas no meio da Amazônia: "Os nativos não ficavam surpresos vendo alface ser comida em saladas?"

As árvores de canela, e mais três espécies para a extração de corantes foram trazidas da Índia. Infelizmente, Ferreira não foi muito específico, assim não sabemos se já havia tentativas para o plantio de juta (*Corchorus* spp.) na região. Da Bahia vieram as árvores de manga (*Mangifera indica*) e jaca (*Artocarpus heterophyllus*), que haviam sido trazidas dos territórios asiáticos. A primeira tentativa de cultivar a exótica palmeira tamareira (*Phoenix dactylifera*) não teve sucesso. Em 1782, sementes de jambeiro (*Eugenia mallaccensis*) e tamarindeiro (*Tamarindus indica*), originário das savanas africanas, mas cultivado principalmente na Índia) chegaram ao Mato Grosso. Em 1796, os jambeiros deram os seus primeiros frutos, mas os tamarindeiros ainda permaneceram sem frutos por muitos anos. Ferreira distinguiu entre frutas indígenas domesticadas e frutas indígenas silvestres. Entre as domesticadas pertenciam: "O abiu [*Pouteria caimito*], o mamão [*Carica papaya*], a goiaba [*Psidium guajava*], o araçá [*Psidium* spp.], o maracujá [*Passiflora* spp.], o beribá [*Rollinia* spp.], o abacate [*Persea americana*], o tapiribá [*Spondias mombim*], a graviola [*Annona montana*], o genipapo-açu [*Genipa americana*], o cubiu [*Solanum sessiliflorum*], os quatro tipos de bacurí [p. ex., *Platonia insignis*], o cacau [*Theobroma cacao*], o cupuaçu [*Theobroma grandiflorum*], o "capuahi" [*Theobroma speciosum*], o "tucuman grande" [*Astrocaryum vulgare*]..... a pupunha lisa [*Bactris gassipaes* sem espinho]". Estas espécies podem ser encontradas ainda hoje nos quintais na terra-firme ou várzea (Smith 1996) e algumas delas também são cultivadas em pequenas plantações comerciais em áreas alagáveis (Hund 1995). As espécies selvagens eram, de acordo com Ferreira: "O abacaxi selvagem [*Ananas ananasaedes*], o murumurú [*Astrocaryum murumuru*], massaranduba [*Manilkara* spp.] e diferentes tipos de ingás [*Inga* spp.]".

Ferreira (1983) reclamou dos "fazendeiros letárgicos", mas também da falta absoluta e da pobre distribuição da mão de obra na Capitania: "A falta de escravos neste estado é uma das principais razões para o atraso da agricultura". Ele também criticou cuidadosamente a libertação dos ameríndios em 1757, porque os escravos negros que deveriam substituí-los eram empregados principalmente na região mais rentável no cultivo industrial no Leste da Amazônia e nas regiões costeiras. Considerando o fato de que quase nenhum colono conseguiu manter mais de 12 escravos, e que o rendimento na região do Rio Negro era geralmente baixo, e o transporte era dificultado pela presença de muitas cachoeiras e corredeiras no alto do Rio Negro e seus afluentes, Fer-

reira apelou para um aumento no uso das áreas alagáveis dos rios de água -branca (várzeas). Ao longo do Rio Solimões estes problemas não iriam existir: "Porque estes solos são adequados às espécies que eles estão plantando, e em muitas das ilhas os cacaueiros crescem espontaneamente, e em alguns de seus afluentes a salsa cresce [Ferreira com certeza se referia a salsaparrilha, *Smilax* spp. e não à salsinha], assim estes estariam perto dos povoados, e não representariam ameaças dos Mura". Os Mura eram ameríndios nômades que aterrorizavam a vizinhança dos povoados da região até quase o século 19, não somente na região do Rio Negro, mas também no Rio Madeira e no Solimões-Amazonas (Sweet 1992). Se eles realmente "aterrorizavam" colonos, missionários e grupos aborígines "civilizados", ou ofereciam resistência à nova população emergente e ao processo de "domesticação" desenvolvido pelos europeus, depende, é claro, como é tão comum na história, do ponto de vista do observador.

No seu uso real, e definição ainda usada no Brasil, a palavra carne se refere à de origem bovina, e aqueles outros produtos que também oferecem proteína animal são considerados substitutos ineficientes. Ferreira reclamava que apenas 400 cabeças de gado poderiam ser encontradas na Capitania. Ele descreveu os esforços para se criar gado nas savanas ao longo do Rio Branco desde os anos 1770. Mas foi somente no final da permanência de Ferreira que o governador Manuel da Gama Lobo d'Almada teve sucesso na criação de alguns rebanhos, trazidos da Ilha de Marajó, no vale do Rio Branco, atual Estado de Roraima. Estes rebanhos supriam com carne quase que exclusivamente os assentamentos ao longo do Rio Negro. Naqueles dias, a população consumia primariamente peixes e tartarugas como fonte de proteína animal. O consumo de peixe sempre teve um papel importante naquele tempo, principalmente para os grupos de baixa renda (Ohly & Hund 1996). Os colonos tentarem substituir os tradicionais pratos da cozinha portuguesa por produtos de sabor e aroma parecidos: "O pirarucu [*Arapaima gigas*] bem salgado e seco funciona como o bacalhau, assim como o peixe-boi [*Trichechus inunguis*] substitui o atum no reinado. A tartaruga é a vaca diária nas mesas portuguesas. Sua carne é comida cozida, assada, frita ou ensopada, e a mesma coisa com os ovos... ". Sobre as tartarugas do Rio Negro, mencionou serem consideradas como suprimento básico, mas escassas. Para atender a demanda dos assentamentos portugueses ao longo do Rio Negro, as tartarugas eram capturadas no Solimões-Amazonas, mantidas em cativeiro e trazidas para o Rio Negro, o que levava de 2 a 3 semanas. Este tipo de suprimento aos mercados locais produziu grandes perdas. Ferreira reportou que de 53.468 tartarugas oficialmente capturadas, cerca de 33% não sobreviveram ao cativeiro e transporte.

Em 1791, Lobo d'Almada transferiu a capital da Capitania de Barcelos para outra localidade insignificante, o Lugar da Barra, hoje Manaus (Monteiro 1994). Esta escolha foi muito criticada porque muitos militares e políticos argumentavam que a nova capital era muito longe da estratégica confluência do Rio Solimões com o Rio Negro (Ferreira 1983). Mas esta decisão também indicava que os portugueses consideravam a parte Noroeste da Amazônia como uma região a salvo dos ataques espanhóis e eles acreditavam que os espanhóis não iriam se interessar em perder tempo penetran-

do a região do Rio Solimões pelo lado leste. Em 1786, o Lugar da Barra, tinha um total de 301 habitantes, dos quais eram 47 brancos, 243 ameríndios e 11 negros (Ferreira 1983). Em 1797, a Capitania era autossuficiente na produção de algodão, café, cacau e até mesmo arroz, que crescia na região do Rio Branco. No início do século 19, a exportação de produtos agrícolas, principalmente para Portugal, cresceu consideravelmente.

O desenvolvimento de Portugal e do Brasil durante a primeira metade do século 19 levou à estagnação e depois à quebra da atividade econômica na Amazônia Central. Em 1807, as tropas napoleônicas ocuparam temporariamente Portugal, assim, Dom João e sua corte se transferiram para o Rio de Janeiro. A região amazônica perdeu assim Portugal, o seu mais importante mercado de exportação. Era também difícil manter a política e as ligações administrativas com o governo de Bragança no sul do país. A única rota de comunicação era através do mar, o que levava meses.

9.5 O colapso econômico e a anarquia

Em 1821, anos depois da derrota do império napoleônico, Dom João retornou um tanto relutante a Portugal. Ele apontou Pedro, herdeiro do trono, como regente da colônia. Nos meses que se seguiram, após a sua chegada a Portugal, ele tentou duramente garantir a existência do império lusitano. Mas, no próximo ano, o Brasil iria declarar sua independência de Portugal (em setembro de 1822) e proclamar o reinado brasileiro sob a regência de Dom Pedro I. Este desenvolvimento não melhorou a situação política e econômica do Norte do Brasil. Ativistas pró-Portugal causavam perturbações. Somente em 1823 as províncias do norte proclamaram a sua independência de Portugal e se ligaram oficialmente ao império brasileiro. Na Capitania, movimentos separatistas tentavam emancipar a região da administração de Belém, assim como separar o vale do Rio Negro do resto da região. Como resultado, o governo central do Rio de Janeiro dividiu a Capitania de São José do Rio Negro em duas unidades administrativas, a Comarca do Rio Negro e a Comarca do Alto Amazonas, ambos sendo administrados pelo Pará.

A violência e o derramamento de sangue durante a revolta política e social dos Cabanos, nos anos 30 do século 19, paralisaram a vida nas comarcas amazônicas e no Pará. A Cabanagem foi o primeiro levante popular, mostrando uma identidade regional e envolvendo primariamente as camadas sociais mais baixas e partes do clero (Monteiro 1994), que se revoltaram contra os portugueses ocupantes de todas as posições de poder na economia e política da região. Em poucos anos, muitos trechos ao longo do Rio Solimões-Amazonas, do Rio Madeira e do Rio Negro ficaram desertos, resultado das lutas, saques e fugas. Somente em 1840, tropas fiéis ao império brasileiro venceram os rebeldes.

Ainda em um período político agitado, alguns cientistas famosos viajaram à região amazônica, na maioria inspirados pelos contos de La Condamine sobre o Baixo Amazonas ou de Alexander von Humboldt no Norte da América do Sul e América Central. Em 1817, iniciou-se uma expedição científica austríaca, que chegou juntamente com a arquiduquesa austríaca Leopoldina, noiva do Príncipe Dom Pedro e

futura Imperatriz do Brasil. O zoólogo austríaco Johann Baptist Natterer viajou pela região amazônica entre 1827 e 1835, através da árdua rota que levava do Mato Grosso até a entrada da Bacia Amazônica. Na sua volta ao Pará, foi capturado por alguns sobreviventes dos Cabanos, salvou sua vida, mas perdeu a maior parte dos seus pertences e coleções. Contudo, o material que mandou para a Áustria, nos anos anteriores, faz parte das coleções etnográficas e zoológicas mais importantes e valiosas do Brasil (Feest 2013-2014, Schmutzer 2013-2014), e é mantido em Viena, Áustria, no Museu do Mundo e no Museu de História Natural.

Os cientistas bávaros, o zoólogo Johann Baptist von Spix e o botânico Carl Friedrich Phillip von Martius, que participaram da expedição austríaca, já haviam deixado os colegas em 1817 e viajado por conta própria. Eles fizeram uma expedição terrestre do Rio de Janeiro até Belém. De 1819 a 1820, eles viajaram dentro da Amazônia. Suas coleções, às quais pertencem os acervos etnogeográficos e científicos mais ricos da região amazônica, estão arquivadas em Munique, na Alemanha, no Museu dos Cinco Continentes, nas Coleções Botânicas Estaduais e nas Coleções Zoológicas Estaduais (Bujok & Helbig 2013-2014).

O entomólogo norte-americano William H. Edwards (1861), que subiu o Amazonas do Pará até Manaus em 1847, estava muito entusiasmado sobre o futuro do vale amazônico, assim como o seu compatriota da marinha americana, William Lewis Herndon, que desceu o Amazonas uma década depois: "O interior do Amazonas é um jardim do mundo, possui todos os requisitos para uma vasta população e todos os tipos de comércio. É também uma das regiões mais saudáveis, e milhares daqueles que morrem anualmente por causa de doenças climáticas no Norte poderiam encontrar aqui paz e uma longa vida".

Obviamente os ameríndios não eram considerados como parte deste desenvolvimento. Herndon (1853) se manifestou a respeito do futuro da Amazônia de maneira similar. Ele acreditava no sucesso da transformação da floresta tropical em uma vasta e próspera economia de plantações, comparável à existente no Sul dos Estados Unidos, com a ajuda de escravos negros e sob a supervisão de técnicos experientes em agricultura. Deve-se mencionar que Herndon viajou pela região representando o governo americano e tinha de reportar sobre o seu desenvolvimento em potencial. Nesta época existiam fortes interesses políticos e comerciais, não somente nos Estados Unidos, para abrir a ainda isolada e esparsamente populosa região do Amazônia para o comércio internacional e expandir sua esfera de influência sobre esta região negligenciada. A esse respeito, Edwards (1861) lamenta que: "A escassez de trabalhadores é muito severa, os escravos são poucos [aqui ele se refere somente aos escravos negros], os índios não são somente difíceis de capturar, mas fogem quando pegos".

Três viajantes ingleses, o naturalista Alfred Russel Wallace, o zoólogo Henry Walter Bates, e o botânico Richard Spruce, que viajaram na região três décadas após Spix e Martius, e alguns anos após Edwards, foram mais específicos sobre a vida diária na região. Mas, até então, não havia muito uso da terra que caísse aos olhos dos europeus. A maior parte do que Spix ou Martius viram tinha sido destruído durante a cabanagem. A extração econômica das Drogas do

Sertão e o comércio com o peixe salgado (pirarucu) ou gordura de tartaruga ainda eram as principais atividades no Oeste da Amazônia. Na parte Leste (Pará), sistemas agropecuários estavam bem mais estabelecidos. Rio acima, não longe de Santarém, fica Óbidos. Bates (1879) achou que este povoado, que ele visitou novamente no seu retorno em 1859, era "uma das cidades mais agradáveis ao longo do rio. O telhado das casas é feito de telhas e a arquitetura é bela". Isto parecia ser raro mesmo na capital Barra (Manaus). Bates escreveu: "A maior parte dos moradores de Óbidos são donos de plantações de cacau, que estão situadas nas terras baixas da propriedade. Alguns são proprietários de grandes rebanhos de gado que se estendem em muitas léguas quadradas de campo. Estes campos oferecem uma grama nutritiva, mas que em certas estações, quando o nível do Amazonas excede o padrão, também são inundados, os grandes rebanhos de gado semisselvagem sofrem grande mortalidade por afogamento, fome e jacarés. Os métodos usados, seja a criação de gado ou cultivo de cacau, são muito lentos e primitivos e como consequência os proprietários são geralmente muito pobres".

Ave-Lallemant (1860), um médico alemão que trabalhou muitos anos em hospitais no Rio de Janeiro e que foi mais tarde mandado ao Brasil para inspecionar as colônias dos seus compatriotas no Nordeste e Sul do país, viajou por conta própria pela Amazônia no ano de 1859, depois de ter completado os seus objetivos. Ele foi o primeiro viajante a descrever currais suspensos sobre palafitas, as chamadas marombas, nas quais os bovinos e outros animais da fazenda eram mantidos durante a fase de águas altas. Marombas ainda podem ser vistas na várzea em regiões criadoras de gado. Muitas das pequenas fazendas mantêm os seus animais desta maneira e alimentam-nos manualmente com gramíneas aquáticas por um período de 2 a 3 meses, quando todas as pastagens, mesmo aquelas em região elevada, estão inundadas (Sternberg 1956, Ohly & Hund 1996).

O viajante alemão Schütz-Holzhausen (1895), que viajou na Amazônia em 1853, concordou em geral com a visão de Wallace e anos depois escreveu: "Em nenhum lugar do mundo pode se encontrar pré-requisitos tão favoráveis para a abertura de rotas de transporte, como aquelas oferecidas pelos rios e canais de região amazônica... Os férteis bancos de terra podem produzir todos os tipos de alimentos que os seres humanos necessitam para a sua subsistência, e em quantidades muito maiores do que possam ser consumidas pela atual população... A área aberta tem um clima favorável não para os fazendeiros europeus, mas mais para os plantadores europeus que podem usar a mão de obra de imigrantes, negros ou índios para trabalhar no campo".

Wallace, Edwards, Herndon e Schütz-Holzhausen acreditavam que a terra-firme dos vales amazônicos pudesse ser cultivada com os métodos modernos da agricultura convencional da época. Por causa da vegetação exuberante vista em todo lugar, eles chegaram à conclusão de que o solo deveria ser muito fértil. A falta de mão de obra e a "rígida indolência dos habitantes presentes" (Schütz-Holzhausen 1895) parecem ser o real obstáculo para o desenvolvimento da Amazônia. A confissão de Wallace (1853) é um exemplo do julgamento deles: "Talvez não exista nenhum país capaz de dar tanto retorno à agricultura, e ainda assim é tão pouco cultivado,

em nenhum lugar da terra se terá uma produção tão rica e ao mesmo tempo tão negligenciada, em nenhum lugar onde as facilidades de comunicação são tão boas, ou seja mais tedioso se ir de lugar a lugar, nenhum lugar que possua todos os pré-requisitos naturais para um intensivo comércio com o mundo todo, e onde o comércio é tão limitado e insignificante". Esta visão da alta fertilidade dos solos foi desmentida pela ciência moderna e na prática pelos fracassos de vários grandes projetos, tais como o plantio da *Hevea brasiliensis* (seringueira) em Fordlândia nas décadas de 1920/30 e a silvicultura no Projeto Jarí na década de 1970.

9.6 Do início de 1850 até o fim da era da borracha

Depois das sequelas políticas e da devastação da região amazônica nas décadas seguindo a independência do Brasil, a reconstrução política e econômica da região era consequentemente a maior preocupação. Somente em 1850, quando as duas comarcas (Rio Negro e Alto Amazonas) se reuniram novamente, é que foi estabelecida a Província do Amazonas sob a administração do seu próprio presidente. Pela primeira vez a região central do Amazonas não era dominada pelo Pará. O primeiro presidente chegou a Manaus no final de 1851. Entretanto, as tentativas de acelerar a economia da nova província imperial não foram muito bem-sucedidas. Enquanto que em 1830, antes da revolução dos Cabanos, cerca de 6.200 arrobas (aproximadamente 91,1 toneladas) de café e 5.643 arrobas (83 toneladas) de tabaco eram produzidas, em 1860 a produção de café era somente de 270 arrobas (3,97 toneladas) e de tabaco 2.270 (33,4 toneladas) (Reis 1989).

O primeiro maior período de imigração aconteceu de 1872 em diante. De acordo com o censo de 1874, a população perfazia um total de 53.012 habitantes. Isto foi consequência do processo de vulcanização da borracha pelo inventor americano Charles Goodyear em 1839, que fez da extração de borracha em larga escala da *Hevea brasiliensis* um empreendimento econômico. Um grande número de seringueiros baratos se fez necessário. O transporte das levas de imigrantes para dentro dos seringais e o transporte da borracha ao Porto de Belém só se tornou possível graças à introdução dos barcos a vapor. A mão de obra necessária chegou em primeiro lugar do nordeste brasileiro, onde os períodos de secas extremas em 1877, 1888, e 1889 forçaram as pessoas a se mudarem para outras regiões do país. Em 1878, 54.000 nordestinos, principalmente do Estado do Ceará, migraram para a Amazônia (Tambs 1974). Não existem estatísticas confiáveis sobre o número de imigrantes, mas estima-se que o número total estivesse em cerca de 500.000 imigrantes entre os anos de 1872 e 1910 (Furtado, citado em Santos 1980).

Segundo Reis (1974), "a borracha se tornou a nova base econômica da região, e quando esta situação se desenvolveu a agricultura entrou em colapso". A maior parte dos trabalhadores que vieram para a Amazônia foi absorvida pela indústria da borracha. Era mais econômico importar os alimentos do que produzi-los localmente. Mas também houve tentativas bem-sucedidas em pequena escala para assentar novos imigrantes, como por exemplo os pequenos criadores de gado leiteiro na Ilha do Careiro (Sternberg 1956). Outras tentativas falharam, como as dos refugiados confederados dos Estados

Unidos próximos a Santarém em 1867 (Schütz-Holzhausen 1895, Reis 1974). A economia da borracha levou a grandes fortunas, a maior parte fora da região amazônica. O império brasileiro seguiu por longo tempo uma política isolacionista para proteger a Amazônia dos interesses estrangeiros. De acordo com Reis (1974), "uma herança do período da dominação portuguesa quando o objetivo era manter as bandeiras e as pessoas estrangeiras fora do território".

A partir de 1867, os primeiros imigrantes (principalmente para trabalhar nas lavouras) foram recrutados e a rede fluvial e os portos no interior foram abertos para a navegação internacional. Capital inglês e americano tinha parcerias em novas companhias, como a *Manaus Harbour Ltd*. e a *Manaus Tramways and Lights Company Ltd*., fundadas por Charles Booth, The *Port of Pará* ou a *The Amazon Steamship Navigation Company Ltd*. Os dois centros regionais urbanos, Manaus e Belém, até hoje mostram evidência da força financeira do seu tempo, resultante da economia da borracha, como, por exemplo, o Teatro Amazonas e os diques flutuantes, os armazéns da alfândega construídos com ferro importado de Glasgow, o Mercado Municipal Adolpho Lisboa em estilo *Art Nouveau*, o Palácio Rio Negro, originalmente residência do alemão Waldemar Scholz, um dos "barões da borracha", ou os trilhos de um dos primeiros bondes da América do Sul, que ainda aparecem às vezes sob a superfície quebrada do asfalto no centro de Manaus. Em Belém do Pará, o famoso mercado Ver-o-Peso com a estrutura de ferro também trazida da Europa, ou o Teatro da Paz são atrações turísticas. Nesta época, Manaus tinha o maior hotel do subcontinente (Hotel Central) e foi a primeira cidade na América do Sul a ter iluminação pública nas ruas. A usina de luz queimava diariamente mais de 140 toneladas de madeira, e mais de 50.000 toneladas por ano (Magvignier de Castro, citado em Mello 1983).

As grandes massas de seringueiros não lucraram com a economia da borracha. O aviamento, um sistema de crédito no qual os seringueiros não recebiam o pagamento pela borracha, mas trocavam a borracha crua ou defumada por artigos de primeira necessidade e alimentos superfaturados, sem os quais eles não poderiam adentrar nas remotas regiões de seringais, tornava-os eternamente dependentes em um regime de "escravidão de débito", de acordo com Tambs (1974). O químico e diplomata francês Paul Le Cointe, que por muitos anos foi o diretor do Museu Comercial do Pará, foi testemunha do apogeu e queda do ciclo da borracha durante 68 anos da sua vida. Ele publicou dois volumes sobre todos os aspectos da vida econômica, dos recursos naturais e do seu potencial para atrair primariamente investidores franceses (Le Cointe 1922). Devido à Primeira Guerra Mundial, seus livros somente foram publicados em 1922. A economia na Amazônia já havia quase entrado em colapso e ninguém tinha mais intenções de investir na região. George Huebner (1862-1935), um fotógrafo alemão residente em Manaus, é um dos principais documentaristas da época áurea da borracha nas cidades Manaus e Belém (Schoepf 2005).

9.7 O século 20: Tentativas de reconstruir, integrar e desenvolver

O colapso da exploração do ciclo da borracha foi seguido por um longo e

desastroso período para a vida econômica e social na região. Grandes fortunas e propriedades foram perdidas dentro e fora da região (Reis 1989, Benchimol 1994), e a grande massa de seringueiros perdeu o seu ganha-pão dentro de poucos anos. Entre as poucas e bem-sucedidas tentativas organizadas de dar à economia local um ímpeto fresco, a introdução do cultivo da juta pelos imigrantes japoneses poderia ser mencionada. Oti (1947), que foi um dos pioneiros a plantar juta, relatou as dificuldades no início. Em 1927, o Estado do Amazonas ofereceu um total de 10.000 km² para os imigrantes japoneses. As autoridades japonesas escolheram o cultivo da juta como cultura mais bem adaptada às planícies alagáveis, e antes da saída do Japão os agricultores foram especialmente treinados em uma academia criada para este fim. Nos municípios de Barreirinha e Parintins, no leste do Estado do Amazonas, cientistas japoneses conduziram, juntamente com os agricultores assentados, experimentos na terra-firme e na várzea. Já em 1937, a área de produção de juta na várzea era maior que todas as outras culturas, tanto na terra-firme como nas áreas alagáveis. Dos anos 1960 até 1987, a juta era de fato o único produto agrícola de importância econômica no Estado do Amazonas. Devido à dramática queda de preços no mercado mundial por causa da diminuição da demanda, o cultivo laborioso da juta se tornou economicamente inviável no final dos anos 1980. A presença da juta nas várzeas ainda persiste, mas não é mais o motor das lavouras e depende grandemente de subsídios.

Durante os anos de 1930, o então presidente Getúlio Vargas adotou a política da "Marcha para o Oeste". Baseado no fato de que a costa do Atlântico do país era densamente povoada, enquanto o Centro-Oeste e a região amazônica eram esparsamente povoados, assumiu-se que este vazio demográfico deveria ser preenchido. A concepção errônea de um "espaço vazio" no interior, no "sertão", prevaleceu no país durante quase 500 anos, desde o início da colonização do litoral no século 15 até o fim do século 20, assim ignorando a presença dos povos indígenas durante milhares de anos. Em 1940, durante o seu pronunciamento, conhecido como "Discurso do Rio Amazonas" no Ideal Clube de Manaus, o presidente Vargas expressou os pontos de vista do seu governo sobre o problema da Amazônia. O presidente formulou a sua preocupação sobre a baixa densidade populacional na Amazônia e as alternativas perdidas para a utilização econômica da região, mencionando a necessidade da cooperação pacífica entre os países vizinhos, prometendo um futuro brilhante para a região: "O nomadismo do seringueiro e a instabilidade econômica dos povoados ribeirinhos devem dar lugar a núcleos de cultura agrária, onde o colono nacional, recebendo gratuitamente a terra desbravada, saneada e loteada, se fixe e estabeleça a família com saúde e conforto. Nada nos deterá nesta arrancada, que é, no século 20, a mais alta tarefa do homem civilizado: Conquistar e dominar os vales das grandes torrentes equatoriais, transformando sua força cega e sua fertilidade extraordinária em energia disciplinada. A Amazônia, sob o impulso fecundo da nossa vontade e do nosso trabalho, deixará de ser, afinal, um simples capítulo da história da terra, e, equiparado aos outros grandes rios, tornar-se-á um capítulo da história da civilização" (Vargas 1938-1947). Seu objetivo era unir o desenvolvimento da Amazônia ao "Mo-

vimento de Reconstrução Nacional" e motivar a sua integração à região Centro-Sul do Brasil.

Nos anos 1950, Felisberto C. Camargo (1948, 1958) desenvolveu um modelo para o uso complementar da terra-firme e da várzea para a agropecuária, um tipo de zoneamento dos dois habitats (Petrick 1978). Algumas partes do modelo foram investigadas no sítio experimental do anteriormente mencionado Instituto Agronômico do Norte, do qual Camargo era pesquisador e diretor, mas nunca houve uma pesquisa sistemática para que se testasse este modelo. Isso pode ser atribuído à falta de interesse geral dos políticos em se desenvolver a planície alagável e parcialmente porque existem poucas áreas de várzea com regiões adjacentes de terra-firme, o que seria necessário de acordo com o modelo de Camargo. Por outro lado, um exemplo de um possível uso complementar dos dois habitats é controversamente discutido pelos cientistas: A transumância (deslocamento sazonal de rebanhos para locais que oferecem melhores condições durante uma parte do ano) praticada frequentemente na pecuária nas várzeas (Zimmerman 1958, Wilhelmy 1969, Ohly & Hund 1996, Ohly & Junk 1999). Camargo também tinha a ideia de criar canais artificiais para que a água rica em sedimentos do Amazonas fertilizasse as terras baixas do interior geralmente não inundadas. Ele conduziu tal experimento próximo a Monte Alegre, sendo também mais tarde abandonado.

A "Operação Amazônia", iniciada pelo governo militar em 1966, reiniciou os esforços para o desenvolvimento da região. Tocantins (1974) expressa de modo exemplar o senso desta nova era no prevalecimento da confiança em ciência e tecnologia. Com uma rede de estradas, programa de assentamentos e megaprojetos para a exploração de recursos minerais e energia hidroelétrica, pode-se conseguir a: "Transformação do mundo da região amazônica numa área humanizada... O presente momento é caracterizado por uma dinâmica social, o produto de admiráveis conquistas da ciência e tecnologia; isto influencia nossa habilidade para... transpor o espaço físico e humanizá-lo". E ele continua: "A consciência brasileira tem sido acordada para a importância do objetivo de integração [ele quer dizer da Amazônia] socialmente e economicamente dentro da corrente nacional... No ano 2000 o mundo da região amazônica será capaz de alcançar condições culturais e um potencial econômico refletido na transformação dos seus solos e matéria-prima em produtos consumíveis em quantidades que irão chocar os cientistas sociais. A profecia de Humboldt deveria ser lembrada: A região amazônica tem condições positivas de se tornar um dos maiores centros produtores na terra".

Neste caso Humboldt, assim como Wallace, Edwards ou Herndon provavelmente não seriam referências adequadas. Todos eles concordavam de maneira acrítica que os solos que suportavam uma vegetação exuberante como a da floresta tropical só poderiam ser férteis e adequados a todo tipo de cultivo adaptado ao clima. Por outro lado, a antropóloga Betty Meggers (1974) perguntou: "Por que nós temos tido tanto sucesso explorando outras partes da terra, nós acreditamos que o problema da Amazônia seja meramente o transporte inadequado, práticas arcaicas de agricultura, e o baixo capital de investimento: Medidas modernas funcionam em todo lugar, por que não

aqui? " A resposta dela foi: "Elas não irão funcionar e não podem funcionar porque elas são incompatíveis com as realidades do ambiente amazônico. Isto não é equivalente a dizer que a Amazônia não possa ser mais produtiva, ela pode. O sucesso depende, entretanto, das formas de exploração que estejam em harmonia com as condições naturais e que não contrariem estas".

Outro bom exemplo de desenvolvimento de "enclave" é a Zona Franca de Manaus (ZFM) fundada em 1967. Motta (1995) considerou-a como "um capitalismo frágil em um ambiente frágil" e escreveu que o objetivo da Zona Franca era: "Uma tentativa consciente de criar um enclave moderno e industrializado na floresta equatorial... para difundir o desenvolvimento através da região". Em quase 40 anos, a despeito de promover empregos em Manaus, os efeitos da ZFM ainda são considerados modestos em termos do desenvolvimento e integração da região. Não se deve confundir a cidade de Manaus, onde aproximadamente 70% da população do estado está concentrada, com a região. Na verdade, isto ocorre muito seguido. Na defesa da Zona Franca, que somente em 2013 foi prorrogada até 2073, Bomfim (1997) aponta que "um colapso do modelo seria uma catástrofe para Manaus", para os aproximadamente 100.000 empregados diretos da ZFM e os 400.000 empregados indiretos. É muito difícil de contradizer este argumento, mas o modelo da ZFM continua a ser um elemento de caráter artificial dentro da economia da região.

Os objetivos e os possíveis efeitos no desenvolvimento da região de um projeto gigante, o assim chamado "Projeto Calha do Norte" (PCN), que oficialmente teve início em 1985, são difíceis de interpretar e de julgar. O título completo do projeto é "Desenvolvimento e segurança na região Norte dos rios Solimões e Amazonas". Oliveira Filho (1990) atribuiu esta dificuldade à "natureza secreta" do projeto iniciado pelos militares, à inexistente participação na tomada de decisões, controle e execução por pessoas ou instituições envolvidas ou preocupadas com o desenvolvimento da região, e na mudança dos objetivos, constante no passado. Em princípio o PCN foi: "Constituído para lidar com os interesses estratégicos... para reconciliar a esparsa população regional, grandes reservas indígenas, ricos depósitos minerais, desenvolvimento econômico e segurança da fronteira" (Oliveira Filho 1990).

No amplo contexto de tentativas e esforços para "modernizar" e "humanizar" a Amazônia, as palavras do antropólogo Charles Wagley (1974) são notáveis: "A mais forte e talvez a mais profunda razão para todos os esforços do Brasil na Amazônia é política e nacionalista. Dito de maneira sucinta, os brasileiros acreditam que a Amazônia deve ser ocupada a fim de garantir a soberania nacional sobre a região. Os brasileiros têm, com alguma justificativa, sofrido por séculos de um medo quase paranoico de que outras nações possam desejar o território amazônico". Em suma, tentativas nas recentes décadas de integrar a Amazônia, que compreende cerca da metade do território brasileiro, e utilizar os seus recursos, são compreensíveis. A questão é se as tentativas políticas centralistas alcançaram ou não até hoje um desenvolvimento econômico sustentável na região. Sternberg (1980) encerrou o seu discurso sobre a "Amazônia: Integração e Integridade" com a seguinte opinião: "No colapso da integridade da Amazônia todos irão perder".

Uma lição que pode ser tirada da história moderna da Amazônia é que o desenvolvimento social e econômico positivo e seguro, a integração da região no centro dominante do país (isto é região Central e Sul do Brasil), a manutenção e o uso sustentável dos ricos recursos naturais não podem se basear em interesses em curto prazo, marcantes nos últimos séculos, sejam eles internos (amazônicos) ou externos (nacionais ou estrangeiros). A capacidade desta região de lidar com os problemas sociais, políticos e econômicos brasileiros não amazônicos é muito limitada. Por outro lado, a visão de alguns conservacionistas ou preservacionistas da Amazônia como uma região selvagem e restrita ao acesso humano também não é realista. Somente interesses em longo prazo irão conduzir ao desenvolvimento regional, e somente se eles forem baseados nas necessidades da população local e nas distintas características dos diferentes e complexos ecossistemas, considerando a sua biodiversidade, sustentabilidade e integridade para a presente e futuras gerações.

Durante a primeira década do século 21, um período de certa estabilidade econômica, várias iniciativas públicas e privadas foram iniciadas para o desenvolvimento do Estado do Amazonas:

1. A construção da ponte sobre o Rio Negro, que conecta a metrópole Manaus com municípios de várzea (p. ex., Iranduba, Manacapuru) mais produtivos do que a região de terra-firme no norte da cidade. A ponte facilita também a expansão da cidade de uma forma mais organizada.

2. A criação da Universidade do Estado do Amazonas (UEA) em 2001. Hoje a UEA é a maior universidade multicampi do Brasil. A universidade possui mais de 20 mil estudantes regularmente matriculados e conseguiu levar o ensino superior para todos os municípios do interior. Isso é uma grande conquista, considerando a dimensão do estado, o transporte predominantemente fluvial e os recursos necessários para criar, ampliar e manter essa instituição de educação pioneira da região.

3. A Lei 2.135/07 instituindo a Política Estadual sobre Mudanças Climáticas, Conservação Ambiental e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas. Uma lei exemplar e pioneira, apesar do fato de que a crise econômica do país inviabilizou a implementação de uma parte considerável das boas intenções desta iniciativa.

Finalmente, poderiam ser citadas ainda as várias iniciativas e tentativas do setor privado e do Terceiro Setor (ONGS, Fundações etc.) nas áreas de ecoturismo, produtos fármacos e alimentícios. Mas isso ultrapassa o âmbito deste trabalho.

Capítulo 10

Jörg J. Ohly

Agropecuária nas várzeas da Amazônia Central: Uma atividade econômica e sustentável?

10.1 Introdução

Na Amazônia Central existem dois ambientes principais, a terra-firme e as áreas alagáveis (Capítulo 2). Com exceção das "terras pretas de índio", solos de origem antropogênica dispersos na imensa superfície amazônica e de pequena extensão (Falcão et al. 2009, Clement et al. 2015), os solos da terra-firme são quimicamente e fisicamente desfavoráveis para a agricultura convencional e a pecuária intensiva ou extensiva (Capítulo 5). A relação do custo-benefício de atividades agrícolas e pecuárias na região é bastante problemática, quando considerado o potencial produtivo atual dos principais cultivos agrícolas e espécies e raças utilizadas de animais na pecuária moderna.

Estimativas da extinta EMATER (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural), órgão de extensão rural, e Hund (1995) mostram que aproximadamente 85% da carne bovina consumida em Manaus, a capital do estado, foram importados de outros estados (Mato Grosso, Minas Gerais, Rondônia, São Paulo, entre outros). A estimativa de Lourenço, em 2017, é de 80%. Isso significa que pouco mudou nos últimos 20 anos. O bastante apreciado "tomate regional" é importado em grande escala de Bahia e outros estados do Nordeste; outras variedades vêm de São Paulo. Até a banana, um produto típico da várzea, é importada em grande escala de Roraima. Apesar de repetidas tentativas durante o século passado, a introdução do cultivo de arroz nas várzeas foi malsucedida por vários motivos: Falta de unidades de terras planas e de tamanho adequado para mecanização, período curto para o preparo do solo e plantio durante a vazante dos rios, dificuldade de secagem natural e altos custos de secagem artificial (o período da colheita coincide com a estação mais chuvosa do ano (Capítulo 3) e, finalmente, a falta de tradição deste cultivo na região e uma extensão rural ineficaz. Feijão (em grão), batata portuguesa, trigo (para pão), café, cana (para açúcar) e cultivos para produção de óleos comestíveis ou para margarina (p. ex., soja) devem ser considerados exóticos para a região. Em relação à soja, podem ser repetidos os mesmos argumentos do arroz.

Feijão (*Phaseolus vulgaris*, Fabaceae), cana e café podem ser plantados na região, mas não são competitivos com as produções industriais alcançadas em outras regiões do país. Os produtos comercializados no Estado do Amazonas oriundos de outras regiões são muito mais baratos, apesar dos custos elevados do transporte rodoviário ou fluvial. Como foi apresentado no Capítulo 9, o aproveitamento das várzeas (e da terra-firme) na época colonial, durante o império e praticamente até hoje, foi, em primeiro lugar, à base do extrativismo.

Os solos da várzea, a área alagada periodicamente pelos rios de água-branca, como o Rio Solimões-Amazonas, o Rio Purus e o Rio Madeira, são os solos mais férteis na região (Furch 2000, Capítulo 5). Muitos cultivos, atualmente plantados nas várzeas, são exóticos e pouco adaptados ao clima úmido e quente, como o tomate, pepino, pimentão, couve, repolho ou alface. Eles exigem adubação adicional (que eles geralmente não recebem), aplicações repetidas de agrotóxicos contra pragas e doenças frequentes (que são caras e às vezes necessitam de conhecimentos e cuidados especiais). Estes cultivos também precisam ser irrigados em períodos mais secos, o que torna a produção mais cara, considerando os custos de aquisição, manutenção e operação de um sistema de irrigação. Em anos de vazantes e secas extremas, a área de plantio é muito distante da fonte de água (que é o rio), tornando assim uma irrigação inviável e, consequentemente, resultando em uma perda total da lavoura. Uma distância grande entre a lavoura e a beira do rio também dificulta a comercialização do produto porque o transporte mecanizado inexiste, nem animais de tração são de praxe. E mão de obra, seja familiar ou contratada, é geralmente escassa ou indisponível.

Outro fator determinante para muitos produtos perecíveis é a distância entre a propriedade e o mercado. Como regra, pode ser considerada uma distância média de 30 km no caso do uso de canoas ou pequenas embarcações motorizadas, o que é o mais comum. É obvio que melancias, que são produzidas com custos baixos nas praias extensas durante a vazante, podem ser plantadas em áreas bem mais distantes do mercado do que, p. ex., alface ou repolho. Por isso, também a produção de leite fresco se concentrou ao redor de Manaus no município de Careiro da Várzea, perto da capital. Hoje uma área importante de produção leiteira é o distante município de Autazes. Mas os produtos agora são queijos, em primeiro lugar o muito apreciado queijo coalho.

Muitas propriedades rurais nas várzeas são unidades familiares com pouca área sob produção. Como o preparo do solo depois do recuo das águas, o plantio, o combate de ervas daninhas, aplicações de agrotóxicos e a colheita são todas atividades manuais, a disponibilidade de mão de obra é outra limitante. A atração dos centros urbanos para jovens é compreensível e é comum que só os pais, já com idade avançada, permaneçam na propriedade (Noda et al. 2000). A famosa e bastante estudada ajuda mútua ainda existe, mas também envolve custos. Vários governos tentaram no passado, sem êxito, introduzir na várzea certo grau de mecanização com microtratores, máquinas para ordenha, entre outros. É interessante que a tração animal, que seria um avanço significativo nas várzeas para o pequeno produtor, nunca foi considerada pela extensão rural ou pesquisa ao nível da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).

Apesar dos fatos já mencionados, o fator mais limitante da produção de produtos agropecuários da várzea para o abastecimento das cidades, vilas e comunidades é o período relativamente curto de produção, principalmente em anos de eventos hidro-climáticos extremos (Capítulo 3). Os centros urbanos dependem de um abastecimento constante. Ao redor de grandes centros, como Manaus, a produção agrícola já não podia satisfazer há décadas a demanda para os poucos produtos tradicionalmente produzidos nas várzeas. Em consequência, o mercado encontrou paralelamente caminhos mais seguros e sustentáveis, por exemplo, a importação de tomate do nordeste ou a produção de alfaces e hortaliças em geral pelo sistema hidropônico na terra firme, que garante uma produção de qualidade constante e alta, com aplicação controlada de adubação.

Nos anos 1991-1994, no âmbito do projeto teuto-brasileiro ENV-14 do Programa SHIFT (*Studies of Human Impacts on Forests and Floodplains in the Tropics*) foram pesquisados os principais aspectos das atividades agropecuárias nas várzeas da Amazônia Central. Participaram deste projeto pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), ambos situados em Manaus, e do Instituto Max-Planck de Limnologia (MPIL) da Alemanha. Doutorandos da Alemanha estudaram a parte econômica da pecuária (Hund 1995, Hund 2000), as plantações perenes (Hund 1995, Hund & Ohly 2000), as lavouras (Gutjahr 1996, Gutjahr 2000), a saúde animal dos rebanhos bovinos e bubalinos (Pisarz 1995, Hopf & Münchow 2000), e um pesquisador da EMBRAPA concluiu a tese de mestrado sobre quintais (Lima 1994, Lima & Saragoussi 2000). Outros aspectos estudados foram a socioeconomia dos sistemas produtivos familiares e da pesca por pesquisadores da UFAM (Noda et al. 2000, Batista et al. 1998, Batista et al. 2000) e plantas tradicionais e não-convencionais por um grupo de pesquisadores do INPA (Bueno et al. 2000) e a legislação brasileira referente ao uso das terras alagáveis (Vieira 2000). Este capítulo oferece um resumo das atividades agropecuárias nas várzeas ao redor de Manaus e avalia o seu potencial e os seus limites ecológicos, econômicos e sociais.

10.2 A agricultura

A agricultura na várzea é baseada nas lavouras de espécies anuais nos quintais (*homegardens*). Isso é uma forma muito reduzida de plantações pequenas de espécies perenes. Em geral, a agricultura e uma atividade exclusiva de propriedades familiares, com áreas muito restritas. É óbvio que as enchentes e vazantes dos rios definem as atividades agrícolas. Até em anos normais, a várzea está em uso somente de 4 a 8 meses por ano, em dependência da elevação do terreno. As casas, as áreas plantadas e os galpões relacionados às plantações se concentram nas partes mais altas, nos barrancos. As enchentes regulares ou médias permitem geralmente o plantio de espécies de um ciclo curto nas áreas mais baixas ou até nas praias na margem dos rios (p. ex., o cultivo de melancia) (Capítulo 3). Em anos extremos, as perdas podem ser notáveis.

A previsão de cheias e vazantes é de maior importância para o uso da várzea. A previsão anual para a enchente baseada no método descrito por Schöngart & Junk (2007, Capítulo 3) tem uma precisão bastante razoável para as necessidades da agropecuária e permite decisões como plantar ou não uma segunda lavoura de um ciclo curto. Infelizmente,

esta previsão só é disponível atualmente para a região ao redor de Manaus, onde os cálculos têm uma base de dados dos níveis do Rio Negro desde 1903. Os alertas de enchentes feitos pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM) servem mais para decisões de prefeituras e da Defesa Civil do estado, e menos para produtores rurais que precisam previsões seguras com 4-6 meses de antecedência para evitar erros graves que podem levar para uma perda total das lavouras.

Quais são a consequências de enchentes e vazantes extremas? Enchentes extremas, como nos anos 2009, 2012, 2013, 2014 e 2015, impedem um segundo cultivo, destroem cultivos perenes sensíveis, como as bananeiras, maracujazeiros, mas "adubam" por outro lado também áreas mais altas, não sujeitas a inundações anuais. Vazantes extremas, como nos anos 1963, 2005 e 2010, podem causar perdas totais (Capítulo 3). Muitos cultivos, especialmente os exóticos, como alface, tomate, pepino ou pimentão, dependem da irrigação constante durante o período "menos chuvoso" do ano, o chamado "verão". A partir de certa distância entre a plantação e o rio, que é a única fonte de água, a irrigação com os equipamentos geralmente usados não é mais possível. Ao mesmo tempo, a distância de mais de 500 m entre rio e lavoura dificulta a comercialização do produto, que é habitualmente feita na beira do rio. Tratores e animais de tração não são utilizados, a mão de obra familiar é geralmente insuficiente e mão de obra paga é economicamente inviável. Também falta água potável. Assim, vazantes extremas causam muitas vezes perdas econômicas mais elevadas do que cheias maiores.

A pesca (Batista et al. 1998), a criação de galinhas, e menos frequente de porcos e patos, e os quintais (que ocupam em média menos de 400 m² em uma propriedade) são a base de subsistência das pequenas unidades familiares. Produções elevadas de fruteiras (p. ex., manga, mamão, maracujá, coco) nos quintais que ultrapassam as necessidades diretas de uma família, podem ser comercializadas e contribuem assim para a renda (Hund 1995). Isto é mais frequente em quintais mais velhos. A diversidade de espécies cultivadas de fruteiras, hortaliças, plantas medicinais e ainda plantas ornamentais nos quintais é impressionante (Guillaumet et al. 1990, Lima 2000, Smith 1996). A produtividade do trabalho e da área podem ser altas e mostram que estas atividades são realmente economicamente viáveis e lucrativas (Hund 1995, Hund & Ohly 2000). O próprio produtor, os extensionistas rurais, mas também economistas subestimam as vantagens dos quintais como base de renda adicional. Smith (1996) considera os quintais um "trampolim" para o desenvolvimento de sistemas agroflorestais na várzea. Infelizmente, este desenvolvimento não se realizou, nem iniciou até o presente.

O uso agrário das várzeas é geralmente uma atividade no limite da subsistência. Membros das famílias precisam procurar muitas vezes uma segunda atividade ou até um emprego nas cidades. Por outro lado, a escassez de alternativas no mercado de trabalho e a crise econômica nos últimos anos resultaram em uma ocupação bastante densa nas várzeas próximas a cidades ou pequenas vilas. Avanços como o programa federal "Luz para Todos", melhorias na assistência de saúde e no acesso à educação básica são atrativos para a permanência nas várzeas e para a ocupação de novos espaços.

A Tabela 10.1 mostra claramente que sistemas de produção extensivos, como fazendas de bovinos e de bubalinos de

Tabela 10.1: Tamanho da área produtiva para alcançar o mesmo rendimento anual (Gutjahr 1996, adaptado).

Sistema de produção	hectare
Hortaliças	1,0
Alimentos básicos	1,9
Fazenda de gado leiteiro	17,0
Fazenda de gado de corte	24,0
Fazenda de bubalinos de corte	32,2

corte ou fazendas de gado leiteiro, precisam muito mais área para obter o mesmo rendimento de uma pequena propriedade de produção de hortaliças. O principal alimento básico produzido na várzea é a mandioca. A produção de arroz é marginal. Milho é produzido em pequena escala e serve como ração de aves.

Uma intensificação do uso agrário das várzeas só poderia ser alcançada abandonando-se a produção de alimentos básicos em favor da produção de hortaliças. Isso exige um acesso permanente ao mercado e uma demanda favorável. Mas os mercados regionais, em primeiro lugar a capital do estado e os municípios, estão praticamente saturados. Gutjahr (2000) concluiu seu trabalho sobre a agricultura nas várzeas, escrevendo que o potencial para aumentar e desenvolver a produção agrícola é limitado. Ilhas e áreas em pequena escala e as constantes variações entre abundância e falta de água não são condições muito favoráveis.

10.3 A pecuária

A criação de bovinos e bubalinos nas várzeas amazônicas para corte e leite é uma atividade rudimentar, se comparada com as regiões desenvolvidas e altamente produtivas, como o Sul ou o Centro-Sul do país (Hund & Ohly 2000). Só poucas áreas podem ser consideradas naturalmente mais favoráveis para uma criação baseada em pastoreio extensivo, como os campos ao longo do Rio Branco em Roraima (já utilizados desde o século 17) e na região de Santarém e Alenquer no Pará.

A Tabela 10.2 mostra claramente que municípios com extensões grandes de várzeas como Autazes, Itacoatiara, Barreirinha, Parintins e Boa Vista do Ramos têm uma presença relativamente alta de bubalinos em relação aos efetivos de bovinos. Os efetivos de bovinos em relação aos bubalinos nos acima mencionados municípios são consideravelmente maiores. Com 46.404 bovinos em Autazes a relação é 2,3:1, com 71.699 animais em Itacoatiara 4,2:1 e em Parintins com 120.535 animais 9,2:1. Careiro da Várzea com 60.355 e uma relação de 14,7% de vacas ordenhadas do efetivo total de bovinos é uma exceção. Este pequeno município possui uma longa tradição em produção de leite nas várzeas e a participação dos bubalinos no rebanho de animais de grande porte com 6,8% é bastante pequena.

Devido à grande demanda de leite e produtos lácteos em Manaus, a relação de vacas ordenhadas com o efetivo total de bovinos é bastante elevada em Autazes e Careiro da Várzea. As estatísticas não mostram dados que permitam calcular a mesma relação para bubalinos. Mas nós sabemos que as fazendas de bubalinos produzem bastante leite. Hoje em dia, existe em Manaus uma demanda específica de queijo coalho feito de leite de búfalas. Recentemente, surgiram pequenas empresas privadas ou cooperativas que oferecem também mozarela em formato de bolotas conservadas em soro e manteiga, os dois produtos de alto padrão.

Dos municípios da União com os maiores efetivos de bubalinos, Autazes ocupa o 12º lugar (com 20.196 animais), Itacoatiara o 15º (16.984) e Parintins o

Tabela 10.2: Efetivos totais de bovinos e bubalinos em alguns municípios do Estado do Amazonas e o número total das vacas ordenhadas; a relação das vacas ordenhadas com os efetivos totais e a relação dos efetivos totais de bubalinos com os efetivos totais de bovinos (fonte: IBGE 2013).

Município	Bovinos			Bubalinos	
	total	vacas ordenhadas	vacas orden. em % do total	total	em % dos bovinos
Lábrea	331.213	1.000	0,3	89	0,03
Apuí	132.890	3.230	2,4	289	0,2
Parintins	120.535	20.000	16,6	13.131	10,9
Manicoré	100.150	3.000	3,0	180	0,2
Itacoatiara	71.699	7.169	10,0	16.984	23,7
Careiro da Várzea	60.355	18.790	31,1	4.108	6,8
Autazes	46.404	15.383	33,1	20.196	43,5
Barreirinha	45.891	7.350	16,0	6.708	14,6
Guajará	41.000	1.260	3,1	70	0,2
Nhamundá	40.824	327	0,8	4.906	12,0
Urucará	23.560	198	0,8	1.700	7,4
Canutama	23.092	325	1,7	69	0,3
Boa Vista do Ramos	19.098	382	2,0	2.080	10,9
Envira	18.000	893	5,0	6	0,03
Eirunepé	17.500	225	1,3	90	0,5
São Sebastião do Uatumã	17.400	233	1,3	390	2,2
Maués	16.685	1.680	10,1	649	3,9
Novo Aripuanã	15.630	1.230	7,9	16	0,1
Ipixuna	15.168	1.200	7,9	130	0,9
Presidente Figueiredo	13.979	640	4,6	350	2,5

19º (13.131). Estes três municípios também têm grandes extensões de áreas alagáveis. A participação de bubalinos no efetivo total de animais de grande porte é 36,0% no Pará, 20,1% no Amapá e apenas 6,6% no Amazonas. É digno de notar que o Maranhão tem uma participação de 6,4% e São Paulo, no Sudeste, de 6,3% e Rio Grande do Sul, no Sul do Brasil, de 5,9% (IBGE 2012). O trabalho estatístico de Almudi et al. (2015) oferece alguns dados do ano 2013 (Tabela 10.3). A tabela mostra os dados oficiais, baseados em levantamentos do IBGE e de secretarias estaduais e municipais. O Estado do Amazonas tem oito frigoríficos abatedouros inspecionados, sete em Manaus e um no sul do estado (Lourenço 2017). A grande maioria dos animais é abatida em matadouros clandestinos. É obvio que esta carne ilegal não entra na estatística oficial. Esta carne não é oferecida em açougues da capital, Manaus, mas sim nas feiras dos bairros e principalmente no interior do estado, sem inspeção veterinária e sem a higiene exigida pela lei. A preferência do consumidor pela carne bovina tem como base

Tabela 10.3: Dados produtivos da pecuária do Estado do Amazonas em 2013 (Amudi et al. 2015, adaptada).

Categoria	Unidade	Quantidade	% do total
Bovinos abatidos	n°	167.345	
Bubalinos abatidos	n°	6.916	3,97
Carne bovina	t	33.469	
Carne bubalina	t	1.729	4,91
Leite bovino	x 1000 l	48.969	
Leite bubalino	x 1000 l	9.964	16,91

o desconhecimento da espécie bubalina e a ignorância das qualidades da carne, do leite e do queijo deste animal. Apesar de algumas tentativas isoladas no passado por açougues em Manaus de promover a carne bubalina, esta carne nunca está declarada em pontos de venda. Os setores de comercialização de carne e as associações de pecuaristas têm, sem dúvida, ainda muito trabalho pela frente para valorizar os produtos bubalinos. Os dados estatísticos aqui apresentados (Almudi et al. 2015) são os únicos disponíveis e oferecem só um aspecto bem reduzido da realidade da região e devem, por isso, ser considerados com cautela.

Em muitos casos, a economia do empreendimento fica em segundo plano e o prestígio social atribuído ao fazendeiro é o objetivo principal para criar gado. O gado de corte é predominante e ocupa também grandes extensões perto de Manaus e das sedes dos municípios no interior do estado, assim ocupando áreas vitais para pequenos agricultores que dependem muito mais da proximidade dos centros de consumo. Ao contrário dos países asiáticos, onde os bubalinos como animais de corte, leite e tração desempenham um papel importante na agricultura de pequenas unidades familiares como renda adicional, no Brasil não há uma distinção entre a criação de bovinos e bubalinos. Contrariando as leis em vigor para a comercialização de carnes, nas feiras a venda de carne de bubalinos não está assinalada expressamente.

O material genético dos rebanhos bovinos e bubalinos é de baixa qualidade. Não compensa o investimento em alimentação balanceada e em custos elevados como ração. A base da alimentação é o pasto natural ou artificial (Ohly 2000, Ohly & Hund 2000). As fazendas investem pouco em saúde animal ou em manejo (p. ex., cercas, limpeza de pasto) quando os índices produtivos dos animais são baixos. O melhoramento genético gradual a médio e longo prazo deveria ser parte da política pública do estado.

A principal limitação econômica na pecuária é o longo período das inundações dos pastos, exigindo a construção de "marombas" (podem ser flutuantes, plataformas elevadas ou pequenas elevações artificiais de terra) para abrigar os animais e a alimentação adicional com capim flutuante (principalmente o capim "canarana, *Echinochloa polystachya*) ou ração balanceada que custa caro na região. Outra alternativa é o deslocamento dos animais para pastos da terra-firme, seja para uma área própria ou alugada. As duas opções causam perdas consideráveis de peso dos animais durante esta época, e frequentemente a morte de animais doentes e malnutridos. Assim, a produtividade e rentabilidade da pecuária se tornam pouco econômicas e competitivas em relação a áreas de criação intensiva e ininterrupta ao longo do ano. O uso alternado da várzea e da terra-firme, também para a agricultura, já foi discutido por Camargo (1948) e Petrick

(1978). Por um lado, muitas várzeas não têm terra-firme adjacente, por outro lado, a migração temporária para a terra-firme pode até dobrar a área necessária – no caso da pecuária, devido à baixa qualidade dos pastos das áreas altas. A atual ocupação densa com propriedades fixas dificulta muita o uso comunitário e a migração dos rebanhos do tipo transumância (pastoreio nômade) praticada em muitas regiões africanas, asiáticas e até em áreas montanhosas na Europa.

O ganho de peso nos pastos naturais em áreas desmatadas durante a vazante é alto, principalmente dos bubalinos, que são bem adaptados a uma vida semiaquática e consomem uma grande variedade das plantas disponíveis (Ohly & Hund 2000). Hund (1996) avaliou um ganho médio diário de 0,500-0,600 kg de búfalos com uma carga animal de 1,4 UA/ha (Unidade Animal = 350 kg), considerado alto sob pastoreio exclusivo de pastos naturais. O búfalo alcança o peso de abate (360 kg) aproximadamente 12 meses mais cedo do que bovinos. Assim, os bubalinos têm uma vantagem considerável nas várzeas.

Problemático é quando pecuária e agricultura estão situadas em áreas contíguas. As cercas dos pastos são geralmente precárias ou inexistentes e a lotação dos animais não é controlada de acordo com a oferta de pasto durante o período de pastoreio. É comum que animais invadam as lavouras de pequenas propriedades, criando conflitos às vezes até violentos. Muitas vezes, os animais, especialmente búfalos, podem passar barreiras como lagos e paranás nadando. É obvio que o manejo extensivo dos animais é deficiente. Cercas apropriadas e com manutenção, uso de piquetes para controlar a oferta de pasto e lotações variadas fazem parte de um manejo moderno e eficaz de animais de pastagem, geralmente ausente na pecuária nas várzeas amazônicas. Também não deve ser ignorado que a posição social e financeira de fazendeiros é geralmente mais expressiva, comparada à situação de pequenos agricultores, muitas vezes à beira de subsistência. Pesquisas mostraram que o uso de pastos divididos em piquetes e com rotação de áreas sob pastejo aumentam a produtividade e a rentabilidade (Ohly 2000, Ohly & Hund 2000, Perin et al. 2008).

Uma alternativa viável para a pecuária seria o uso dos pastos da várzea como o período final da engorda dos animais de corte (Hund 1995). Isso implicaria na compra de animais magros no início da vazante, o pastoreio nos pastos de boa qualidade durante 5-6 meses com uso de piquetes, fornecimento regular de sal mineral, eventual uso de ração e controle de peso. No fim da vazante, os animais com o peso ideal entre 200 e 300 kg deveriam ser vendidos para o abate. Considerando os custos altos para áreas alternativas durante a enchente e a perda de peso ou animais durante este período, essa atividade, que é já comum em outras áreas no Brasil e no mundo, seria uma opção para a pecuária nas áreas alagáveis.

Lourenço Júnior & Garcia (2008) oferecem uma síntese geral da bubalinocultura na Amazônia, Sheikh et al (2006) descrevem a criação de búfalos e os conflitos no Baixo Amazonas. A principal instituição de pesquisa em bubalinocultura no Norte é a Embrapa Amazônia Oriental, em Belém-PA. Obviamente, o foco da pesquisa é nas regiões com a maior concentração de búfalos, a Ilha Marajó e o Baixo Amazonas. Excetuando trabalhos esporádicos e mais acadêmicos, não existe pesquisa aplicada sobre animais de grande porte

como bovinos e bubalinos no Estado do Amazonas, mostrando assim reduzido interesse por este setor produtivo.

10.4 Saúde animal

Estudos veterinários realizados na década de 1990 por Pisarz (1996) e Hopf & Münchow (2000), mostraram que, apesar de campanhas estaduais de vacinação, por exemplo, contra febre aftosa ou brucelose, a situação sanitária de bovinos e bubalinos no estado era grave. Os trabalhos avaliaram a presença qualitativa e quantitativa de tuberculose, brucelose, leucose enzoótica bovina, IBR (rinotraqueite infecciosa bovina) e IBV (vulvovaginite pustular), que fazem parte do complexo herpesvírus bovino. A zoonose bacteriana Febre Q, e a clamidiose foram examinadas, e também foram feitas análises de fezes para detectar a presença de parasitas.

A conclusão das pesquisadoras foi bastante dramática: "De acordo com os resultados apresentados neste estudo, gado e búfalos da água da várzea do Médio Amazonas foram fortemente afetados por doenças infecciosas e não há dúvida que o tratamento das doenças poderia consideravelmente aumentar a produção de leite e carne por unidade de área e melhorar o rendimento das fazendas existentes." (Hopf & Münchow 2000; tradução do inglês). E a conclusão das duas é explícita: "A intensificação da produção animal requer o estabelecimento de um eficiente serviço de extensão, bem equipado e com manejo veterinário eficiente para o diagnóstico de doenças animais, uma eficiente profilaxia contra infecções e um consistente combate contra as doenças. Sem estas medidas, a corrida para o aumento da criação de animais como bovinos e bubalinos não é ecologicamente justificada, nem economicamente viável" (Hopf & Münchow 2000; tradução do inglês).

A partir de 2007, com a aprovação da Instrução Normativa n° 44 (publicada no Diário Oficial da União Nº 191, em 03 de outubro de 2007 pelo Ministro de Estado da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), foram estabelecidas as diretrizes gerais para a erradicação e a prevenção da febre aftosa em todo o território nacional. O estado do Amazonas vem seguindo os calendários nacionais de vacinação (http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sanidade-animal-e-vegetal/saude-animal/programas-de-saude-animal/febre-aftosa/vacinacao/CalendriodeVacinao_1_2019Atualizado21_2_19), e desde maio de 2018 é reconhecido internacionalmente como área "livre de febre aftosa com vacinação" pela Organização Mundial de Saúde (OMS). Atualmente o estado busca o status de "livre de febre aftosa sem vacinação" até 2020 (https://g1.globo.com/am/amazonas/noticia/amazonas-vai-retirar-vacina-contra-aftosa-em-12-municipios-em-2019.ghtml; 29/06/2018). Em respeito às demais doenças do gado não há informações disponíveis.

10.5 Conclusões

Nas últimas décadas, não se pode constatar um grande desenvolvimento na agropecuária das áreas alagáveis na Amazónia Central. As causas desta estagnação são múltiplas. A falta de sintonia na esfera política federal, estadual e municipal devido às constantes interrupções e mudanças de programas para o setor primário. A continuidade de políticas públicas sofre geralmente após as trocas constantes de governos. Os programas bastante diversos dos últimos governos para o desenvolvimento do interior do Estado do Amazonas, o

Terceiro Ciclo, a Zona Franca Verde e a Amazônia Rural, tiveram pouco impacto para a economia rural. Além disso, o contato direto da extensão rural com produtores no campo é limitado devido ao demorado e caro transporte fluvial, a falta de recursos e de extensionistas qualificados e técnicos especializados, como veterinários e zootecnistas. Geralmente os produtores rurais precisam se dirigir à capital ou às sedes dos municípios para contatar um extensionista. Isto é impraticável. Um produtor rural não pode se ausentar facilmente um dia ou até dias da sua propriedade. O transporte fluvial é lento e prejudicial para a comercialização de produtos perecíveis produzidos em áreas mais distantes do mercado. A falta de meios de transporte obriga as pequenas unidades rurais a vender os produtos na grande maioria dos casos para intermediários. Este sistema prejudica o rendimento das propriedades rurais.

Apesar de uma legislação fundiária atualmente favorável para as áreas alagáveis (Vieira 2000), a grande maioria das unidades agrícolas ainda não é regularizada. Por isto, o acesso a créditos é inviável e aos benefícios estaduais e federais, no mínimo, complicados. Outro problema é a capacidade baixa de mecanização em áreas pequenas e geralmente não planas que exige uma demanda alta de mão de obra. A atração da capital do estado e das sedes de municípios resultou durante décadas em um êxodo de jovens das propriedades familiares. A contratação de mão de obra – se for disponível – é inviável economicamente. Sistemas tradicionais, como a ajuda mútua (mutirão, ajuri ou puxirum), podem ajudar às vezes (Noda et al. 2000), mas não desempenham mais um papel importante. Nos períodos de alta demanda de mão de obra no calendário agrícola (preparo do solo, colheita), a escassez geral de mão de obra não permite a ausência da propriedade e a ajuda mútua em propriedades vizinhas ou para a comunidade.

O tempo produtivo nas várzeas só dura 4-8 meses por ano. No interior, faltam alternativas para o sustento das unidades familiares fora do cultivo de plantas e a pesca para a subsistência e a eventual venda de pequenas sobreproduções. A proximidade do mercado e dos serviços na área de saúde e educação explica a maior densidade de ocupação das várzeas na vizinhança de áreas de concentrações populacionais como Manaus e as sedes dos municípios ao longo dos rios de água-branca. O grande avanço na oferta quantitativa e qualitativa de hortaliças, ervas e até flores resulta do desenvolvimento da hidroponia na terra-firme durante as últimas três décadas. Isso permite atender à demanda com produtos de alta qualidade durante todo o ano. A hidroponia também pode reagir relativamente rápido para atender a demandas especiais de supermercados ou restaurantes. Independente do solo, ela pode se instalar perto do mercado usando a infraestrutura de rodovias. Mesmo assim, a agricultura da várzea continua a vender seus produtos temporariamente nas feiras da capital e nas sedes dos municípios no interior do Estado do Amazonas, onde ela é muitas vezes o único ofertante.

Apesar da ocupação de grandes áreas de várzea, a pecuária não consegue atender a demanda para carne. Mais de 80% da carne vermelha é importada de outros estados da União. As poucas pequenas propriedades de gado de leite, por exemplo, nos municípios Careiro da Várzea e Autazes, alcançam rendimentos razoáveis. As fazendas fixam poucas pessoas na várzea e têm um impacto grande ao ecossistema pela remoção das florestas alagáveis.

Capítulo 11

Jochen Schöngart

O manejo florestal na várzea da Amazônia Central: História, desenvolvimento e futuros desafios

11.1 Introdução

Durante séculos, as várzeas amazônicas têm sido utilizadas e habitadas por populações humanas de alta densidade (Ohly 2000, Denevan 2014, Capítulo 9) praticando agricultura, pecuária, pesca e caça, bem como a extração de madeira e produtos florestais não-madeireiros (PFNM) (Junk et al. 2012). Consequentemente, as florestas de várzea são um dos ecossistemas mais impactados na Amazônia devido a sua conversão em áreas para agricultura e pastagem, bem como pela exploração não sustentável da indústria de madeira e compensado (Higuchi et al. 1994, Uhl et al. 1998, Junk et al. 2000b, Schöngart & Queiroz 2010). Novas ameaças surgem pela revisão do código florestal (Piedade et al. 2012) e pela implementação de usinas hidrelétricas nas cabeceiras dos grandes rios amazônicos (Castello & Macedo 2016, Latrubesse et al. 2017).

Os ecossistemas de várzea em geral fornecem múltiplos serviços ecossistêmicos e ambientais de importância para as populações humanas locais e para a sociedade em geral, como a regulação do ciclo hidrológico reduzindo a energia da água e a erosão. Além disso, as várzeas são habitats de espécies vegetais e animais altamente adaptadas, muitas delas endêmicas (p. ex., Wittmann et al. 2013). Elas também representam importantes sumidouros e fontes dos ciclos biogeoquímicos (Piedade et al. 2001, Schöngart et al. 2010) e são uma importante fonte de alimento para muitas espécies da fauna, principalmente da ictiofauna, que por sua vez é a base primária de proteína para a população humana local (Junk 1997a, Junk et al. 2000b). O uso sustentável dos recursos naturais renováveis como madeira e PFNM tem um grande potencial em contribuir para a conservação de florestas de várzea, mantendo os múltiplos serviços ambientais e ao mesmo tempo garantindo subsídios e renda para as populações ribeirinhas.

Este capítulo descreve a extração tradicional da madeira em florestas alagáveis de várzea na Amazônia Central e em seguida aborda as suas mudanças a partir da introdução do manejo florestal regularizado, baseado em normas e critérios estabelecidos pela legislação,

apresentando o exemplo do manejo florestal comunitário praticado na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Mamirauá (região do Médio Rio Solimões). Em seguida, os critérios aplicados no manejo florestal, como o ciclo de corte e diâmetro mínimo de corte (DMC), são avaliados por meio do conceito GOL (*Growth-Oriented Logging*, Schöngart 2008, 2010) que permite a definição destes critérios em nível da espécie arbórea, com base na modelagem de crescimento em diâmetro, altura e volume. Tais critérios também são comparados entre florestas alagáveis de várzea (rica em nutrientes) e de igapó de rios de água-preta (pobre em nutrientes), discutindo as suas implicações para o manejo e a conservação. O capítulo será concluído com uma discussão sobre o manejo florestal e a conservação de recursos madeireiros de florestas de várzea na Amazônia Central, abordando desafios e demandas para futuras pesquisas.

11.2 Extração tradicional de madeira em florestas de várzea

A Bacia Amazônica com seus imensos recursos florestais adquiriu importância crescente como mercado de madeira tropical (Veríssimo et al. 1992, Blaser et al. 2011). Antes da década de 1980, boa parte das toras comercializadas foram exploradas em florestas de várzea adjacentes aos grandes rios, principalmente no Leste da Amazônia, onde a exploração madeireira teve início há mais de 300 anos atrás (Fortini & Zarin 2011). Para os madeireiros os rios facilitavam o acesso e o transporte da madeira (Anderson et al. 1999, Fortini et al. 2006). Com o início do ciclo da borracha, em meados do século 19, a exploração madeireira aumentou nas florestas de várzea. A produção de lenha era a fonte de energia tanto para barcos a vapor como para a vulcanização de látex da seringueira (*Hevea brasiliensis*, Euphorbiaceae), sustentando assim a crescente população de Manaus e da região (Ohly 2000, Parolin 2000a). Muitas espécies arbóreas das florestas de várzea foram e ainda são utilizadas para produtos madeireiros e PFNM, como resinas, óleos, palmitos, frutos comestíveis, fibras têxteis, taninos e plantas medicinais (Phillips et al. 1994, Kvist et al. 2001, Parolin 2000a, Wittmann & Oliveira Wittmann 2010).

No final da década de 1960 foi iniciada a construção de uma rede de rodovias e estradas entre as regiões Centro-Oeste e Norte do Brasil (Kohlhepp 1989) permitindo acesso para vastas regiões de florestas de terra-firme na Bacia Amazônica. Como consequência, a produção de madeira em tora na Amazônia aumentou de quatro milhões de metros cúbicos em 1975 (Carvalho 1998) para 27,5 milhões de m³ em 1997 (Nepstad et al. 1999) e foi de 26,6 a 49,8 milhões de m³ durante o período de 2000-2002 (Asner et al. 2005). Para os anos de 2004 e 2009 o Serviço Florestal Brasileiro e o Instituto do Homem e Meio Ambiente estimam aproximadamente 24,5 milhões de m³ e 14,2 milhões de m³, respectivamente (SFB/IMAZON 2010) na região da Amazônia Legal. Hoje em dia os centros da exploração madeireira estão situados nas fronteiras de expansão do arco de desmatamento, que abrange os estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia (Nepstad et al. 1999). Juntos, estes estados representaram mais de 81% do desmatamento total ocorrendo na Amazônia brasileira (Amazônia Legal) durante o período 1988-2014 (INPE 2015) e cor-

responderam a 93% da produção de madeira na Amazônia Legal no ano de 2004 (Lentini et al. 2005). Naquele ano, 2004, cerca de 41% da madeira em tora era proveniente de grandes propriedades (> 5.000 ha), 31% de propriedades com áreas entre 500 a 5.000 ha, enquanto somente 28% da madeira em tora explorada na Amazônia originava-se de pequenas propriedades com áreas menores de 500 ha (Lentini et al. 2005). Na Bacia Amazônica Ocidental do Brasil e do Peru, o acesso a florestas de terra-firme ainda é restrito devido à ausência de uma rede de estradas e 60-90% dos mercados locais e regionais são abastecidos com madeira oriunda das florestas de várzea (Kvist & Nebel 2001, Worbes et al. 2001). Lima et al. (2005) relatam que no ano de 2000, aproximadamente 75% da madeira fornecida para as indústrias de compensados e laminados no Estado do Amazonas teve a sua origem nas várzeas.

Na Amazônia, cerca de 350 espécies arbóreas são utilizadas e comercializadas para a produção madeireira (Martini et al. 1998, Richardson & Peres 2018). Destas espécies madeireiras, aproximadamente um terço também ocorre na várzea (Schöngart & Queiroz 2010). Wittmann et al. (2009) identificam na região da várzea da Amazônia Central 80 espécies madeireiras que podem ser classificadas em espécies de madeira branca, que flutuam devido à sua baixa densidade de madeira (< 0,60 g/cm^3), e espécies de madeira pesada, com densidades da madeira superiores a 0,60 g/cm^3 (Schöngart 2003). O último grupo é usado principalmente para construção civil e naval, bem como para a fabricação de móveis, enquanto as madeiras brancas são processadas para a produção de madeira compensada e laminados e utilizadas para boias na construção de casas flutuantes (Albernaz & Ayres 1999, Kvist et al. 2001, Worbes et al. 2001, Wittmann et al. 2009, Schöngart & Queiroz 2010, Wittmann & Oliveira Wittmann 2010).

Muitas espécies madeireiras nas florestas de várzea ocorrem em altas densidades, porque a sua riqueza de espécies arbóreas é menor comparada com florestas de terra-firme adjacentes (Nebel et al. 2001c, Wittmann et al. 2006a, 2010b, Wittmann 2012). Inventários florestais em várzeas ao longo do Baixo Rio Solimões e nas regiões dos Rios Juruá, Madeira e Purus (Bruce 2001) registram entre 9,1 e 12,4 árvores/ha de espécies madeireiras acima de um DMC de 45 cm (Schöngart & Queiroz 2010). Da mesma forma, nas florestas de várzea ao longo do Médio Rio Solimões na RDS Mamirauá, Brampton (2001) encontrou 12,2 árvores/ha acima de um DMC de 45 cm em inventários florestais de mais de 342 ha. Na várzea do Estuário do Rio Amazonas, Fortini et al. (2006) relataram 51-104 indivíduos/ha de espécies arbóreas de interesse comercial com diâmetros acima de 30 cm DAP (diâmetro a altura do peito). Em inventários florestais de várzeas peruanas, Nebel et al. (2001d) registraram 44-89 árvores/ha de espécies madeireiras (diâmetro > 10 cm), com uma área basal de 2,6-10,0 m^2/ha e um volume de 59-240 m^3/ha. Estes enormes estoques de madeiras comerciais em terrenos de fácil acesso tornam as florestas de várzea atraentes para extração comercial de madeira.

A exploração comercial de recursos madeireiros na várzea da região Central e Ocidental da Amazônia está concentrada em apenas algumas espécies, principalmente aquelas de madeira branca procuradas pelas indústrias de compensados

e laminados (Lima et al. 2005) como *Virola* spp. (Myristicaceae), *Hura crepitans* (Euphorbiaceae), *Maquira coriacea* (Moraceae) e *Ceiba pentandra* (Malvaceae). Juntamente com as espécies de madeira pesada mais exploradas como *Manilkara* spp. (Sapotaceae), *Cedrela odorata* (Meliaceae), *Calophyllum brasiliense* (Calophyllaceae), *Ocotea cymbarum* (Lauraceae), *Calycophyllum spruceanum* (Rubiaceae) e *Copaifera* spp. (Fabaceae), este pequeno número de espécies madeireiras abrange 70-90% da exploração madeireira total (Tabela 11.1).

Esta exploração intensa concentrada em algumas espécies arbóreas, realizada sem o conhecimento das taxas de crescimento, estruturas populacionais

Tabela 11.1: Exploração de recursos madeireiros nas várzeas do Brasil e do Peru (Schöngart 2003).

Fonte	Gethal S.A. (não publicado)		Albernaz & Ayres (1999)		Kvist & Nebel (2001)			
Local	Rios Madeira, Juruá e Purus		Médio Rio Solimões (RDS Mamirauá)[1]		Loreto (Peru)		Ucayali (Peru)	
Ano	Década 1990		1993/94		1996		1996	
Categoria	Tora[2]		Árvore[3]		Tora		Madeira serrada	
	Volume		Árvores		Volume		Volume	
Unidade	m³/ano	%	Ind./ano	%	m³/ano	%	m³/ano	%
Espécies de madeira pesada								
Manilkara spp.	9.294	12,9						
Cedrela odorata	187	0,3	86	1,7	27.154	15,7	25.670	20,8
Ocotea cymbarum			589	11,4				
Calycophyllum spruceanum	3.518	4,9	295	5,7	560	0,3	1.428	1,1
Calophyllum brasiliense	3.768	5,2	228	4,4	4.353	2,5	1.182	1,0
Copaifera spp.	3.489	4,8	61	1,2	8.295[4]	4,8	19.686[4]	15,9
Soma	**20.256**	**28,1**	**1.259**	**24,4**	**28.482**	**23,3**	**47.966**	**38,8**
Espécies de madeira branca								
Hura crepitans	13.368	18,5	1.765	34,1	3.191	1,9	26.719	21,6
Maquira coriacea	8.425	11,7	274	5,3	5.031	2,9		
Ceiba pentandra	5.853	8,1	469	9,1	60.323	34,8	3.426	2,8
Virola spp.	2.062	2,9	872	16,8	27.884	16,1	17.247	14,0
Soma	28.708	41,0	3.380	65,3	96.429	55,7	47.392	38,4
Outras espécies madeireiras	22.310	30,9	539	10,3	36.392	21,0	28.089	22,8
TOTAL	**72.274**	**100**	**5.178**	**100**	**173.183**	**100**	**123.447**	**100**

[1] Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Mamirauá
[2] Total de quatro concessões (Manicoré, Humaitá, Itamaratí e Lábrea)
[3] Média de explorações dos anos de 1993 e 1994
[4] *Copaifera paupera* (Herzog) Dwyer

e dinâmica de regeneração, esgotaram em apenas algumas décadas os estoques madeireiros de algumas espécies, causando o desaparecimento de sua madeira nos mercados locais e regionais (Ayres 1993, Worbes et al. 2001, Lima et al. 2005, Schöngart & Queiroz 2010). As espécies de madeira pesada *C. odorata* e *Platymiscium ulei* (Fabaceae) foram intensamente exploradas durante a década de 1970 na região do Médio Rio Solimões (Ayres 1993) e, entretanto, substituídas nos mercados por *Piranhea trifoliata* (Picrodendraceae), *O. cymbarum* e *C. spruceanum* (Schöngart & Queiroz 2010). No período de três décadas os estoques madeireiros de espécies de madeira branca *C. pentandra* e *V. surinamensis* diminuíram drasticamente nas várzeas da Amazônia Central resultando na sua substituição por espécies com características físicas e mecânicas semelhantes, tais como *Sterculia elata* (Malvaceae), *H. crepitans*, *M. coriacea* e *C. subsessilis* (Worbes et al. 2001, Schöngart & Queiroz 2010). Muitas dessas extrações madeireiras insustentáveis incluem também árvores com diâmetros abaixo do DMC estabelecido na legislação (Albernaz & Ayres 1999, Anderson et al. 1999), o que acelera a degradação da estrutura populacional de muitas espécies. Macedo & Anderson (1993) relatam a extração de madeira de 145 m³/ha de *Virola surinamensis* em florestas alagáveis do Rio Preto na Ilha de Marajó, representando 56% de todo o estoque de madeira.

11.2.1 Corte, arraste e transporte das toras na várzea

O corte de árvores nas florestas de várzea geralmente começa com o aumento do nível da água no final da fase terrestre (enchente), mas às vezes também é realizado nas florestas já inundadas (Albernaz & Ayres 1999). As toras só podem ser removidas da floresta se a água alaga suficientemente a área explorada, pois não é possível utilizar máquinas pesadas nos solos aluviais. Toras de espécies de madeira pesada que não flutuam devido as suas altas densidades da madeira, como *C. spruceanum* e *P. trifoliata*, são amarradas juntamente com boias para o arraste e transporte. Para as boias são utilizados troncos de espécies de madeira branca (*H. crepitans*) ou outras espécies arbóreas com baixa densidade da madeira como *Pseudobombax munguba*, *Luehea cymulosa, Apeiba* spp. (todas Malvaceae), *Sapium* spp. e *Hevea spruceana* (ambas Euphorbiaceae) (Schöngart & Queiroz 2010). As toras são arrastadas para fora das florestas, concentradas em lagos, furos ou paranás, e amarradas para formar grandes jangadas com volumes de milhares de metros cúbicos e vendidas para serrarias e fábricas de compensado (Higuchi et al. 1994, Schöngart & Queiroz 2010).

Os custos da exploração madeireira (corte, arraste e transporte da madeira) são mais baixos nas florestas de várzea comparados com aqueles nas florestas de terra-firme devido ao acesso mais fácil e o uso da energia da água (Barros & Uhl 1997, 1999, Lentini et al. 2005, Fortini & Carter 2014). Isso permite a exploração de regiões remotas de várzea que são centenas de quilômetros distantes das sedes de serrarias e fábricas de compensado. Indústrias de madeira compensada em Manaus e Itacoatiara já tiveram concessões ao longo do Madeira, Purus, Juruá e no Alto Rio Solimões (Worbes et al. 2001). Em terra-firme os custos para o transporte por caminhões de madeira nas estradas são mais elevados e aumentam com a crescente dis-

tância entre a serraria e a fronteira de exploração (Nepstad et al. 1999). Assim, no futuro, o aumento da pressão pode ser esperado para as florestas de várzea, especialmente na região Ocidental da Bacia Amazônica (Barros & Uhl 1997, Uhl et al. 1998, Nepstad et al. 2008).

Desperdícios e perdas durante a extração tradicional de madeira, seu arraste e transporte em florestas tropicais são normalmente elevados e podem chegar em até 50% ou mais do volume comercial total explorado (Bruenig 1998, Sist et al. 1998). Johns et al. (1996) documentam na terra-firme da Amazônia Oriental que para cada árvore derrubada outros 16 indivíduos com DAP > 10 cm foram danificados. Veríssimo et al. (1992, 1995) relatam um número ainda maior de 27-31 árvores danificadas (DAP > 10 cm) para cada árvore cortada (exploração de 6,4 árvores/ha em média). Para florestas de várzea, embora não haja informações disponíveis até hoje, os danos podem muito bem ser da mesma ordem de grandeza, uma vez que as explorações de 36-78 m^3/ha (Worbes et al. 2001) estão na mesma escala da terra firme da Amazônia Central (35-84 m^3/ha) (Worbes et al. 2001) e Amazônia Oriental (18-62 m^3/ha) (Veríssimo et al. 1992). Outro problema, que é específico para as florestas de várzea, é o arraste de toras, que só pode ser feito após o alagamento suficiente das áreas exploradas. Em anos sem inundações das áreas exploradas, as perdas de madeira extraída são elevadas, principalmente das toras de madeira branca que começam a apodrecer e serem atacadas por patógenos (insetos, fungos) (Martius 1989). No entanto, os danos à regeneração e árvores restantes por arraste pela água em florestas de várzea devem ser menores do que os danos causados pelo arraste mecânico com máquinas pesadas em florestas de terra-firme (Fortini et al. 2006).

11.2.2 Comercialização e preços de madeira em tora na várzea

A comercialização tradicional de madeira nas florestas de várzea é praticada de várias formas (Albernaz & Ayres 1999). As remotas regiões de várzea são muitas vezes frequentadas por intermediários ("patrões de barracão"), comprando toras de madeira e outros produtos naturais, como peixe e farinha de mandioca das comunidades locais ribeirinhas por preços baixos e vendendo produtos de comércio por preços elevados (Lima & Alencar 2000). Em outros casos, a população local recebe um adiantamento em forma de alimentos, necessidades, diárias e equipamentos para extrair a madeira, que é descontado posteriormente do, geralmente baixo, valor negociado da madeira (aviamento) (Hummel 1994, Queiroz & Peralta 2010). Em alguns casos, as comunidades mesmo arrendam suas áreas para pessoas de fora por dinheiro, uma parte da madeira extraída, além de bens e/ou serviços. Raramente proprietários de serrarias e fábricas de laminados e compensados visitam as áreas de várzea para comprar as toras diretamente das comunidades locais. A maioria dessas extrações de madeira e vendas não é autorizada pelos órgãos ambientais e os compradores correm risco de multas, embargos ou ações preventivas que, consequentemente, resultam em baixos preços por tora ou metro cúbico pago para os comunitários (Albernaz & Aryes 1999). Durante explorações não regularizadas na região do Médio Rio Solimões no ano de 1994 os preços atingiram somente R$ 0,75-10,30/m^3 para madeira branca e R$ 4,23-8,45/m^3 para madeira pesada (Tabela 11.2), dependendo do diâmetro e da espécie (geralmente a madeira pesada em tora atinge preços mais elevados do que a madeira branca).

Com a introdução de um manejo controlado na região do Médio Rio Solimões os preços aumentaram gradualmente (Schöngart & Queiroz 2010) e alcançaram no ano de 2004 na RDS Mamirauá valores de R$ 28,00-36,00/m³ (madeira branca) e R$ 48,00/m³ (madeira pesada). As extrações legais de madeira na região do Alto Rio Solimões atingiram no mesmo período preços ainda mais elevados, variando de R$ 40,00-80,00/m³ (madeira branca) e R$ 80,00-120,00/m³ (madeira pesada) (Tabela 11.2). No Estado do Pará, Lentini et al. (2005) indicam preços médios da madeira em tora de R$ 67,00/m³ para *C. pentandra* (ano de 2004). No ano de 2014 os preços alcançaram aproximadamente R$ 94,00/m³

Tabela 11.2: Preços do metro cúbico da madeira em tora (R$/m³) de exploração ilegal em 1994 e extração de madeira legal em 2004 na várzea do Médio e Alto Rio Solimões (dados: Albernaz & Ayres 1996, Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá - IDSM/PMFC; Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas - SDS). Os preços são comparados com os preços mínimos estabelecidos pela Secretaria de Estado da Fazenda - SEFAZ na resolução nº 027/2014 (17 de setembro de 2014).

	Médio Solimões (região de Mamirauá)	Médio Solimões (RDS Mamirauá)	Alto Solimões	SEFAZ
Ano	1994	2004		2014
Madeira branca	Extração tradicional	Manejo autorizado		Preço mínimo
Assacú (*Hura crepitans*)	1,45–5,00(1) 0,75–2,50(2)	28,00	40,00	-
Muiratinga (*Maquira coriacea*)	3,30–10,30(1) 1,75–5,15(2)	36,00	80,00	70,03
Sumaúma (*Ceiba pentandra*)	3,30–10,30(1) 1,75–5,15(2)	Protegida	50,00	55,00
Macacarecuia (*Couroupita subsessilis*)	1,20–3,00(1) 2,40–6,00(2)	28,00	-	76,20
Araparí (*Macrolobium acaciifolium*), Faveira (*Vatairea guianensis*), Tacacazeiro (*Sterculia elata*), Ucuúba (*Virola* spp.), Paricarana (*Schizolobium amazonicum*)	-	36,00	-	69,14-78,53
Caxinguba (*Ficus insipida*)	-	32,00	-	66,13
Madeira pesada				
Cedro (*Cedrela odorata*)	-	Protegida	120,00	146,13
Jacareúba (*Calophyllum brasiliense*)	4,23(2)–8,45(1)	Protegida	80,00	97,46
Coração de negro (*Swartzia* sp.), Gitó (*Guarea guidonia*), Louro abacate (*Aniba guianensis*), Louro amarelo (*Aniba riparia*), Louro inamuí (*Ocotea cymbarum*), Louro preto (*Licaria* sp.), Mulateiro (*Calycophyllum spruceanum*), Piranheira (*Piranhea trifoliata*), Tanimbuca (*Terminalia dichotoma*)	4,23(2)–8,45(1)	48,00	-	86,43-92,91

(1) diâmetro <50 cm, (2) diâmetro >50 cm (diâmetro obtido na ponta da tora)

(madeira branca) e R$ 115,00/m³ (madeira pesada) na RDS Mamirauá (Nascimento 2015), acima dos valores mínimos estabelecidos no Amazonas pela Secretaria de Estado da Fazenda (SEFAZ) no ano de 2014 que indica, dependendo da espécie, valores de R$ 55,00-78,53/m³ (madeira branca) e R$ 86,43-97,46/m³ (madeira pesada) (Tabela 11.2), com exceção da *C. odorata* (R$ 146,13/m³) que é uma espécie protegida na RDS Mamirauá (Schöngart & Queiroz 2010).

11.3 Manejo florestal comunitário

A exploração comercial madeireira na várzea amazônica tem sido durante muito tempo tradicional, insustentável, predatória e na maioria dos casos de caráter ilegal (Ayres 1993, Higuchi et al. 1994, Hummel 1994, Albernaz & Ayres 1999, Anderson et al. 1999). A crescente extração de madeira em florestas de várzea e a concorrência entre o manejo florestal e outras opções de uso da terra (agricultura, pecuária) requer estratégias para garantir a conservação das florestas de várzea a longo prazo. Neste contexto, o manejo florestal comunitário e o plano de manejo florestal sustentável em pequena escala (até 500 ha) ganharam aceitação crescente (Amaral & Amaral Neto 2005). Estas estratégias de manejo florestal têm sido implementadas no âmbito de grandes programas de desenvolvimento, tais como os projetos de PPG7 PróManejo e PróVárzea, executados pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) e pelo Programa Zona Franca Verde do Governo do Estado do Amazonas. No período de 2008 a 2014 foram licenciados 449 planos de manejo florestal de pequena escala e 23 planos de manejo florestal comunitário no Estado do Amazonas (Britto 2015). O licenciamento ocorre pelo IPAAM (Instituto de Proteção Ambiental do Estado do Amazonas) para manejar áreas de até 50.000 hectares (acima deste valor pelo IBAMA).

Um manejo florestal comunitário participativo em florestas de várzea é praticado na RDS Mamirauá localizada na confluência dos rios Solimões e Japurá, cerca de 70 km a noroeste do município de Tefé no Estado do Amazonas. A RDS Mamirauá abrange 11.240 km² de várzeas e foi a primeira unidade de conservação do Brasil nesta categoria e neste ecossistema, criada em 1990 como uma Estação Ecológica do Estado do Amazonas (Decreto 12.836 de 09 de março de 1990). Porém, a restrição rigorosa neste tipo de unidade de conservação, que proíbe atividades econômicas e moradias em uma região tradicionalmente habitada e utilizada pelas populações ribeirinhas, gerou conflitos e resultou no ano de 1996 na transformação em uma RDS pelo governador do Estado (Decreto 2.411 de 16 de julho de 1996) como uma nova categoria de unidade de conservação no Brasil (Queiroz & Peralta 2010). A RDS Mamirauá é um dos sítios brasileiros da Convenção de Ramsar da ONU e juntamente com a RDS Amanã e os Parques Nacionais do Jaú e Anavilhanas a região é incorporada no "Complexo de Conservação da Amazônia Central", uma imensa área de conservação com mais de seis milhões de hectares declarados Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO no ano de 2000, e expandida em 2003 (Ayres et al. 2005). Desde 1992, vários projetos de manejo com participação comunitária foram iniciados na área focal da RDS Mamirauá (cerca 2.600 km²) com base em estudos socioeconômicos e bioecológicos da pesca, agricultura, sistemas

agroflorestais, ecoturismo, e manejo florestal (Sociedade Mamirauá Civil 1996, Ayres et al. 1998, Wittmann et al. 2009, Queiroz & Peralta 2010). As atividades econômicas na várzea, como a agricultura, pesca e extração de madeira, e, consequentemente, a renda doméstica são associadas ao regime de inundação (Albernaz & Ayres 1999, Schöngart 2003, Schöngart & Queiroz 2010). A pesca e a agricultura são praticadas principalmente em períodos de baixos níveis da água (Albernaz & Ayres 1999). Durante a enchente e cheia, quando os peixes se tornam escassos e as roças são invadidas pelas águas, a atividade de extração de madeira é para muitas famílias a única fonte de renda (Schöngart 2003, Stone-Jovicich et al. 2007).

O Programa de Manejo Florestal Comunitário (PMFC) da RDS Mamirauá foi criado no ano de 1998 e operado pela primeira vez no ano de 2000. A comercialização da madeira no âmbito do PMFC exige a criação de associações comunitárias que são apoiadas pelo Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM) desde os inventários florestais, processos burocráticos de licenciamento do manejo florestal e comercialização da madeira, até treinamentos de recursos humanos em práticas técnicas e logísticas (Pires 2004). O número de associações comunitárias aumentou gradualmente no período de 2000 a 2006 atingindo 23 associações. Neste período de expansão, Humphries et al. (2012) estimam a renda líquida do PMFC da RDS Mamirauá em torno de 2% para o ano de 2008. Porém, após este período houve uma forte redução das atividades que resultou na paralização total do PMFC nos anos de 2009-2010 e o reinício das atividades a partir do ano de 2011 (Nascimento 2015). Esta forte redução das atividades do PMFC na RDS Mamirauá foi causada por vários fatores. A gestão florestal que era competência do IBAMA foi descentralizada no ano de 2006 e a responsabilidade sobre o licenciamento dos projetos foi transferida para órgãos estaduais (Bauch et al. 2009), neste caso para o IPAAM. Outro fator que dificultou o PMFC foi a mudança no ano de 2008 das normas para a comercialização da madeira manejada, a partir do sistema denominado Documento de Origem Florestal (DOF) gerenciado pelo IBAMA (Bauch et al. 2009, Waldhoff 2014). A morosidade do licenciamento do manejo florestal e a burocracia complexa da comercialização da madeira levaram à interrupção do ciclo de produção e geração de renda (Vianna et al. 2013, Waldhoff 2014, Nascimento 2015). Considerando o panorama atual, é necessário que simplificações dos processos burocráticos de licenciamento e de comercialização sejam realizadas urgentemente, como também adaptações dos sistemas à realidade local e a capacitação dos comunitários envolvidos no PMFC da RDS Mamirauá (Pokorny & Johnson 2008).

O sucesso a longo prazo de um manejo florestal depende de vários critérios (Schöngart 2003): (1) As condições naturais do ecossistema florestal devem suportar a utilização dos seus recursos madeireiros a longo prazo, (2) o conceito e a gestão do manejo têm que ser aceitos pelas comunidades locais e serem compatíveis com as políticas públicas e a legislação em vigor, e (3) deve haver uma base científica fundamentada para delinear e monitorar um manejo ecologicamente correto, socialmente justo e economicamente viável e estar sujeito à, se for necessário, adaptações, ajustes e testes de novos conceitos e critérios de gestão de manejo e conservação com o potencial de transformá-los em novas políticas públicas.

Geralmente, as condições para o manejo florestal sustentável são mais favoráveis na várzea do que na terra-firme, por serem ecossistemas florestais altamente produtivos (Lucas et al. 2014). Schöngart et al. (2010) estimam uma produção primária líquida acima do solo em torno de 13-32 t/ha/ano, dependendo do estágio sucessional, representando uma das mais altas produtividades de florestas conhecidas nos trópicos (Clark et al. 2001, Malhi et al. 2011). Além disso, florestas de várzea apresentam altas abundâncias de espécies de madeira comercial e a extração, arraste e transporte das toras são caracterizados por baixos custos (Barros & Uhl 1995, 1999). O rápido esgotamento dos estoques de nutrientes nos solos após a remoção de grandes quantidades de biomassa de madeira, relatado para exploração de madeira em florestas de terra-firme da Amazônia (Martinelli et al. 2000), não é um problema em florestas de várzea. Os depósitos regulares de sedimentos ricos em sais minerais pelo pulso de inundação mantêm a fertilidade e utilidade dos solos de várzea ao longo do tempo (Furch 1997, 2000). As extrações de madeira na RDS Mamirauá abrangem 1,1-2,4 m³/ha/ano (Schöngart & Queiroz 2010). Humphries et al. (2012) estimam um volume comercial extraído na RDS Mamirauá de 17,2 m³/ha, correspondendo a 0,69 m³/ha/ano (considerando um ciclo de corte de 25 anos). Os incrementos volumétricos de 10,1–16,2 m³/ha/ano estimados nos estágios sucessionais tardios e 43,7–51,9 m³/ha/ano nos estágios sucessionais iniciais de florestas de várzea da RDS Mamirauá (Schöngart 2003) superam estes valores em várias vezes. Somente considerando as espécies comerciais, Worbes et al. (2001) estimam nas condições do manejo praticado na RDS Mamirauá uma biomassa extraída de 0,54 t/ha/ano correspondendo mais ou menos à produção anual de biomassa das espécies comerciais (0,50 t/ha/ano). Considerando estes dados, o PMFC aplicado na RDS Mamirauá é aparentemente sustentável.

11.4 Legislação florestal

A extração de madeira requer um plano de manejo para obter o licenciamento pelos órgãos ambientais (p. ex., Lei nº 2.416, 22 de agosto de 1996) com base em um inventário florestal, que considera na RDS Mamirauá todas as árvores de espécies comerciais >20 cm de diâmetro nas áreas selecionadas para a extração (Schöngart & Queiroz 2010). Na área delimitada para o manejo florestal um sistema policíclico (Lamprecht 1989, Dawkins & Philip 1998, Whitmore 1993) no sentido de um Sistema de Manejo Silvicultural Seletivo (Wyatt-Smith 1995, Bruenig 1998), adaptado do sistema CELOS do Suriname (de Graaf et al. 2003) é implementado. Em geral, estes manejos aplicam um corte seletivo de árvores acima de um DMC estabelecido (geralmente 40-60 cm dependendo das espécies e do sistema, Edwards et al. 2014) e um ciclo de corte (variando de 25 a 40 anos, Worbes et al. 2001) que define o intervalo entre cortes sucessivos de madeira na mesma área. Como apenas algumas árvores selecionadas acima do DMC estabelecido são cortadas, a estrutura etária heterogênea da floresta é mantida pela regeneração e estabelecimento de plântulas e recrutamento de árvores das classes diamétricas inferiores para as classes sucessivas. Para manter uma extração anual mais ou menos constante, a área delimitada para o manejo florestal é dividida em unidades de produção anual

(UPA) com tamanhos de área similares. O número de UPAs corresponde ao período do ciclo de corte aplicado.

As regras e os princípios de manejo são baseados em leis e instruções normativas (IN), e, no caso da RDS Mamirauá, também em decisões tomadas pelas pessoas locais envolvidas (Queiroz & Peralta 2010). As espécies protegidas pela legislação são *Hevea* spp. (Legislação Federal nº 5.975 de 30 de novembro de 2006), *Carapa guinanensis* (Meliaceae), *Copaifera* spp. (Decreto Estadual nº 25.044 de 01 de junho de 2005) e *V. surinamensis* (Decreto nº 1.963 de 25 de julho de 1996). Na Assembleia Geral no ano de 1993, moradores e usuários da RDS Mamirauá decidiram excluir as espécies madeireiras *C. brasiliense, C. odorata, C. pentandra, P. ulei, V. surinamensis, e Xylopia frutescens* (Annonaceae) do manejo (Schöngart & Queiroz 2010, Assis & Castro 2013) devido à alta pressão de extração durante décadas anteriores que resultou em populações degradadas (Ayres 1993).

Até o ano de 2010 as normas aplicadas no PFMC foram orientadas pela legislação florestal brasileira com um único ciclo de corte de 25 anos, um DMC geral de 50 cm, e a manutenção de pelo menos 10% do número de árvores por espécie, na área efetiva de exploração (UPA) acima do DMC (IN n° 5 de 11 de dezembro de 2006 do IBAMA e Resolução n° 406 de 02 de fevereiro de 2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA). As duas legislações estabelecem diretrizes e parâmetros técnicos para a elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) com fins madeireiros para florestas nativas e suas formas de sucessão no Bioma Amazônia. Em relação à intensidade de exploração de madeira as duas legislações diferenciam dois tipos de manejo, o que prevê a utilização de máquinas para o arraste (terra-firme) (PMFS pleno) e o manejo sem a utilização de maquinaria (PMFS de Baixa Intensidade) como ocorre na várzea. O PFMS Pleno adota ciclos de corte de 25-35 anos e o valor máximo de extração do volume comercial é limitado a 30 m³/ha, enquanto o PFMS de Baixa Intensidade opera com um ciclo de corte de 10 anos limitando a extração de volume comercial para 10 m³/ha (nas florestas de várzea o corte pode exceder 10 m³/ha, mas deve ser limitado a três árvores por hectare). As normas obrigam a manter na UPA no mínimo 10% dos indivíduos das espécies exploradas acima do DMC (no mínimo três árvores por espécie acima do DMC por 100 ha). O DMC comum é de 50 cm, porém, pode ser alterado se estudos sobre a estrutura populacional (distribuição de diâmetros), aspectos ecológicos da espécie (reprodução e produtividade) e as exigências técnicas do mercado (preços para diferentes classes de diâmetro, qualidades de madeira para utilizações diferentes, diâmetros mínimos para as diversas formas de processamento de madeira) indicam demandas.

Em 12 de novembro de 2010, o Governo do Estado do Amazonas estabeleceu a IN nº 009 para o manejo florestal em ecossistema de várzea através da Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SDS -AM). Esta legislação teve como base os resultados de pesquisa do grupo MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) em cooperação com a Sociedade Max-Planck da Alemanha (Projeto INPA/Max-Planck) na RDS Mamirauá

(Schöngart 2008) apresentados durante o Iº Seminário de Manejo Florestal Comunitário em Áreas de Várzea no Amazonas, em maio de 2010 em Manaus, organizado pela SDS e o IDSM. Esta legislação inovadora é a primeira na Amazônia que estabelece ciclos de cortes e DMCs diferenciados por grupos de espécies (madeira branca e madeira pesada) e espécies de uso madeireiro, respectivamente, com intensidade máxima de colheita de três árvores por ha. A base científica desta legislação é o conceito GOL (*Growth-Oriented Logging*, em português: corte orientado ao crescimento) que define especificamente ciclos de corte e DMCs para as principais espécies madeireiras, baseado na modelagem de crescimento em diâmetro, altura e volume a partir de anéis anuais de crescimento (Schöngart 2008, 2010). A IN nº 009 define ciclos mínimos de corte de 12 anos para espécies de madeira branca (densidade de madeira < 0.60 g/cm^3) e 24 anos para espécies de madeira pesada (densidade da madeira > 0.60 g/cm^3). Os DMCs definidos na legislação variam de 60 cm (*Macrolobium acaciifolium*), 70 cm (*P. trifoilata*) a 100 cm (*C. pentandra, H. crepitans*); para as demais espécies de uso comercial fica estabelecido um DMC de 50 cm. Esta legislação é válida somente para as várzeas no Estado do Amazonas.

11.5 O conceito GOL (Growth-Oriented Logging)

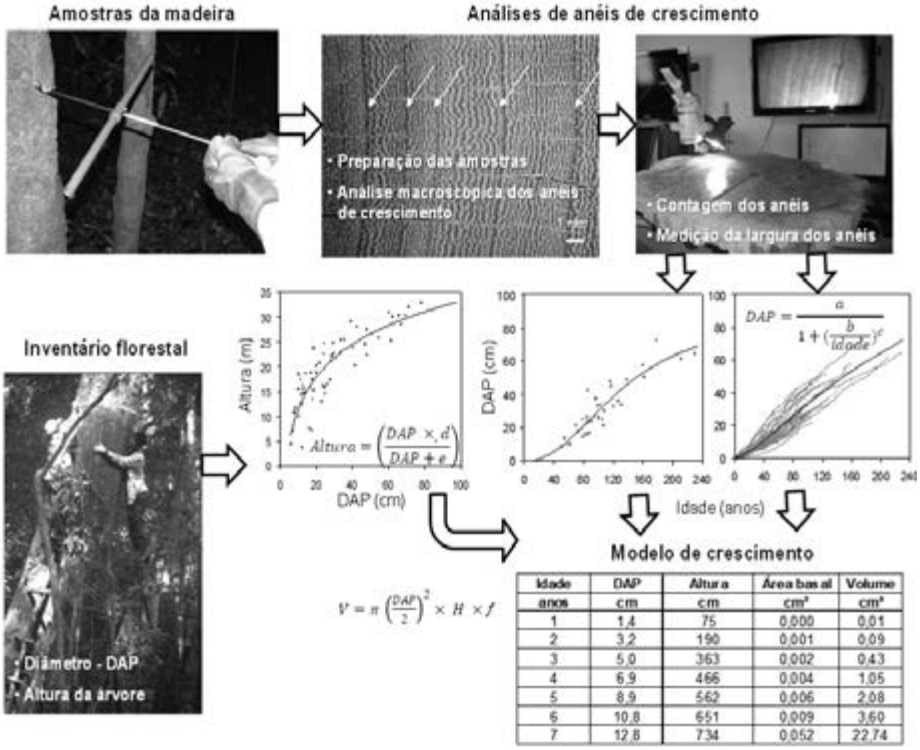
11.5.1 Formação de anéis anuais de crescimento no lenho de árvores das florestas alagáveis

A base científica para a modelagem de crescimento da madeira é a formação anual de anéis de crescimento no lenho das espécies arbóreas nas florestas alagáveis da Amazônia Central descrita na década de 1980 por Worbes (1985). A formação de anéis anuais é resultado do pulso monomodal de inundação, um fenômeno regular, anual e previsível que induz uma sazonalidade distinta nas áreas alagáveis ao longo dos grandes rios, caracterizada por uma fase aquática e uma fase terrestre durante o ciclo anual (Junk et al. 1989). Este ciclo hidrológico promoveu durante milhões de anos o desenvolvimento de diferentes combinações de adaptações morfo-anatômicas, bioquímicas e fisiológicas nas espécies arbóreas de florestas alagáveis para tolerar os longos períodos de inundação (Junk 1989a, De Simone et al. 2003, Parolin et al. 2004, Ferreira et al. 2009a,b, Piedade et al. 2010a) resultando em uma altíssima diversidade de espécies arbóreas parcialmente endêmicas nestes ecossistemas (Wittmann et al. 2006a, 2010b, 2013, Capítulo 8). Em consequência das condições anaeróbicas durante a fase aquática, as árvores diminuem o incremento radial resultando em uma dormência cambial e na formação de anéis anuais de crescimento no xilema durante a fase aquática (Schöngart et al. 2002). Isso foi evidenciado para muitas espécies arbóreas de florestas alagáveis da Amazônia Central aplicando vários métodos independentes de dendrocronologia como datação dos anéis pré-datados com radiocarbono (^{14}C), feridas cambiais (janelas de Mariaux), dendrômetros em combinação com observações da fenologia, resistência elétrica do câmbio (shigômetro), densitometria (variação intra e interanual da densidade da madeira) e relações entre clima (hidrologia) e crescimento (Worbes 1985, 1986, 1989, 1995, 1996, 2002, Worbes & Junk 1989, Schöngart et al. 2002, 2004, 2005, 2017a, Worbes & Fichtler 2010).

11.5.2 Modelagem de crescimento

A metodologia aplicada na modelagem de crescimento em diâmetro, altura e volume é detalhadamente descrita nos estudos de Schöngart (2008, 2010). A base da modelagem de crescimento em diâmetro são curvas cumulativas de crescimento em diâmetro obtidas através da análise macroscópica de anéis de crescimento, utilizando preferencialmente discos de tronco ou amostras de madeira (cilindros) obtidas com trados de incremento na altura do DAP. Recomenda-se amostrar no mínimo 20 a 30 árvores acima do DMC que indicam trajetórias representativas de crescimento de indivíduos que se estabeleceram com sucesso no dossel (Brienen & Zuidema 2006). Após a preparação da superfície transversal da amostra da madeira com lixas de granulação decrescente, a anatomia da madeira é macroscopicamente analisada para delimitar os anéis de crescimento conforme descrito por Worbes (1989, 2002) (Figura 11.1).

Em seguida a largura dos anéis é mensurada com auxílio de uma mesa



Idade	DAP	Altura	Área basal	Volume
anos	cm	cm	cm²	cm³
1	1,4	75	0,000	0,01
2	3,2	190	0,001	0,09
3	5,0	363	0,002	0,43
4	6,9	466	0,004	1,05
5	8,9	562	0,006	2,08
6	10,8	651	0,009	3,60
7	12,8	734	0,052	22,74

Figura 11.1: Modelagem de crescimento com base na análise de anéis de crescimento: Amostras de madeira obtidas por trados de incremento e discos de tronco da espécie de interesse são coletadas em campo e preparadas em laboratório para as análises de anéis de crescimento (análise macroscópica, contagem e medição da largura de anéis de crescimento). Os dados são usados para construir relações idade-diâmetro por curvas de crescimento cumulativo de diâmetro (ajustadas pelo diâmetro a altura do peito-DAP) ou pela dispersão entre idade e os respectivos DAPs ajustados por modelos de regressão não-linear (sigmoide). Estes modelos são combinados com modelos de regressão não-linear da relação entre o DAP e a altura total das árvores (H) desta espécie obtidos por inventários que permite estimar o crescimento volumétrico das espécies ao longo do tempo por meio de modelos alométricos.

digital para construir curvas cumulativas de crescimento individuais ajustadas com o DAP da árvore medido em campo. O conjunto das curvas individuais produzidas é calibrado por um modelo sigmoide (não linear) de crescimento em diâmetro da espécie arbórea que projeta para cada idade um valor médio em diâmetro (considerando o erro padrão). A estimativa de crescimento em altura é indiretamente obtida por dados de inventários florestais relacionando o DAP com as respectivas alturas da espécie arbórea (Nebel 2001, Schöngart et al. 2007), considerando diferentes classes diamétricas. Para isso o modelo de crescimento em diâmetro é combinado com um modelo de regressão não linear das medições de DAP e alturas desta espécie. Substituindo o parâmetro dependente (DAP) no modelo de regressão entre idade e DAP pelo valor correspondente de sua altura (indicada pelo modelo de regressão entre DAP e altura), é obtido o modelo de crescimento em altura que projeta para cada idade a altura média (considerando os erros padrões dos modelos de idade-DAP e DAP-altura) (Figura 11.1). O modelo de crescimento em volume é gerado por meio de modelos alométricos pantropicais (Cannell 1984, Chave et al. 2005, 2014, Feldpausch et al. 2012), pois raramente encontram-se na literatura modelos específicos desenvolvidos na mesma região biogeográfica (Magnabosco Marra et al. 2016, Andrade et al. 2019).

11.5.3 Definição de critérios de manejo

Baseado na modelagem de crescimento em diâmetro, altura e volume são definidos os critérios de manejo para uma determinada espécie de uso comercial, como o DMC e o ciclo de corte (Schöngart 2008). O período preferencial de corte é definido pelas idades entre as taxas máximas de incremento corrente ($IC_{V(max)}$) e médio ($IM_{V(max)}$) em volume (Figura 11.2). Este intervalo representa o período em que a extração aproveita o potencial máximo de crescimento em volume de madeira de uma espécie (Schöngart 2008). O diâmetro correspondente à idade em que a árvore atinge as maiores taxas de incrementos correntes em volume de madeira ($IC_{V(max)}$) é definido como DMC ideal para a espécie (Schöngart et al. 2007). A partir da definição do DMC é obtido o ciclo de corte que é estimado pelo tempo médio que a espécie leva para passar por classes diamétricas de 10 cm até atingir o DMC específico (Figura 11.2).

11.5.4 Crescimento em diâmetro de espécies madeireiras na várzea da Amazônia Central

As espécies de madeira branca da várzea da Amazônia Central precisam de períodos entre 15 anos (*Ficus insipida*, Moraceae) e 67 anos (*Sloanea terniflora*, Elaeocarpaceae) para ultrapassar o DMC de 50 cm, definido na IN n° 5 do IBAMA, enquanto as espécies de madeira pesada demandam períodos mais longos, entre 106 anos (*Pouteria elegans*, Sapotaceae) e 151 anos (*Eschweilera albiflora*, Lecythidaceae), para alcançar este limite diamétrico (Figura 11.3). Estas enormes variações indicam que um plano de manejo deve adotar critérios específicos para manejar recursos madeireiros de espécies diferentes.

Além das diferenças no crescimento entre espécies arbóreas no mesmo ambiente, podem ser observadas variações de crescimento da mesma espécie de-

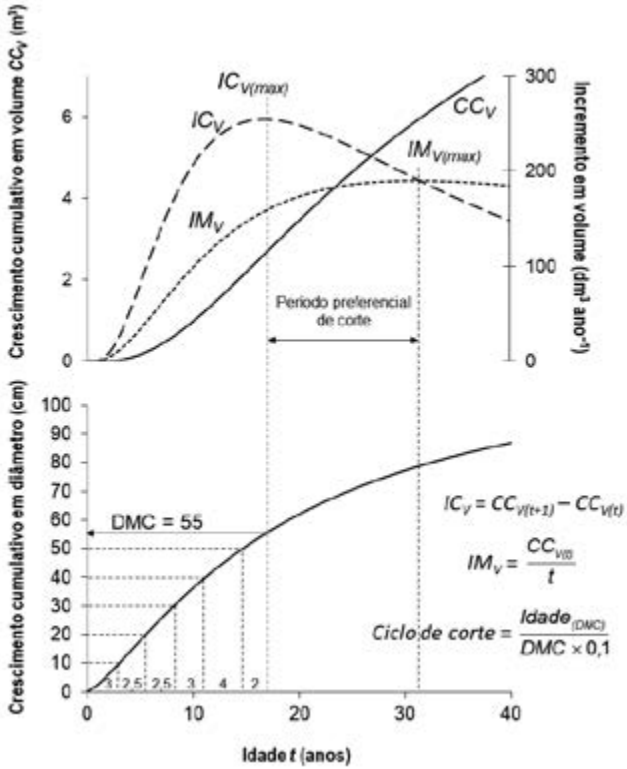


Figura 11.2: Definição de critérios de manejo por meio da modelagem de crescimento. Modelo de crescimento cumulativo em volume (CC_V; linha sólida) e o incremento anual corrente (IC_V; linha tracejada) e incremento anual médio em volume (IM_V; linha pontilhada) derivado (figura superior). O período preferencial de corte é definido pela idade entre os valores máximos de incremento corrente ($IC_{V(max)}$) e incremento médio ($IM_{V(max)}$) em volume. O diâmetro mínimo de corte (DMC) é definido pelo diâmetro que corresponde à idade do $IC_{V(max)}$ derivado do modelo de crescimento em diâmetro (figura inferior). O ciclo de corte é estimado pelo tempo médio decorrido entre a classe diamétrica de 10 cm e o DMC definido (Schöngart 2008, modificado).

pendendo dos fatores ambientais. Sob um regime similar de inundação, porém, contrastante em relação à disponibilidade de nutrientes nos solos aluvias, a espécie *M. acaciifolium* apresenta um crescimento em diâmetro mais acelerado na várzea (rica em nutrientes) em comparação com o igapó de água-preta (pobre em nutrientes) (Figura 11.4). Na várzea a espécie requer em média 65 anos para alcançar o DMC de 50 cm, enquanto no igapó *Macrolobium* leva em média 171 anos (Schöngart 2010). A idade desta espécie no DMC de 50 cm pode variar entre 52 e 256 anos. Isso indica que os manejos de recursos madeireiros devem também levar em consideração as condições ambientais entre as tipologias de áreas alagáveis. Entretanto, podem também ser observadas variações no crescimento diamétrico entre indivíduos do mesmo ambiente que são principalmente resultado de diferentes condições de competição durante a trajetória de crescimento da árvore (Brienen et al. 2010, Schöngart et al. 2015, Andrade

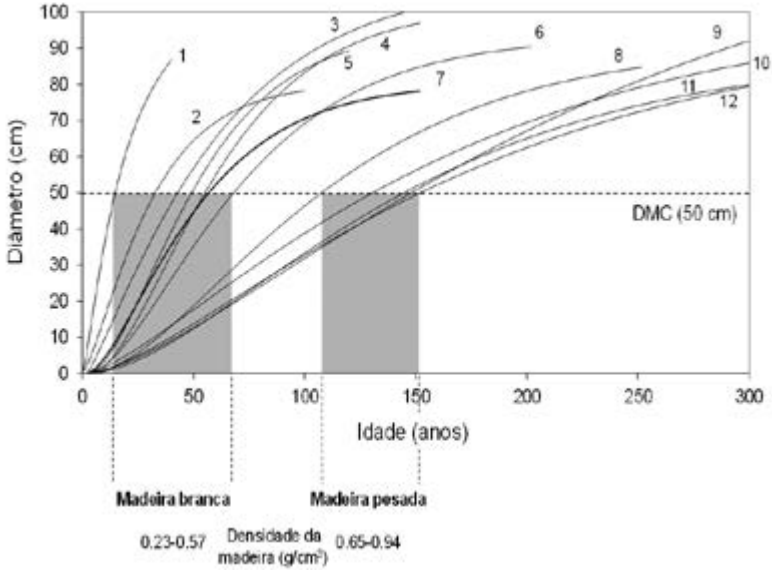


Figura 11.3: Curvas cumulativas de crescimento em diâmetro de 12 espécies arbóreas da várzea da Amazônia Central. Espécies de madeira branca: 1-*Ficus insipida*, 2-*Pseudobombax munguba*, 3-*Luehea cymulosa*, 4-*Ilex inundata*, 5-*Macrolobium acaciifolium*, 6-*Albizia subdimidiata*, 7-*Sloanea terniflora*; espécies de madeira pesada: 8-*Pouteria elegans*, 9-*Piranhea trifoliata*, 10-*Chrysophyllum argenteum*, 11–*Handroanthus barbatus*, 12-*Eschweilera albiflora*. O diâmetro mínimo de corte de 50 cm, definido pela instrução normativa n° 5 do IBAMA é indicado pela linha tracejada (Schöngart 2008, modificado).

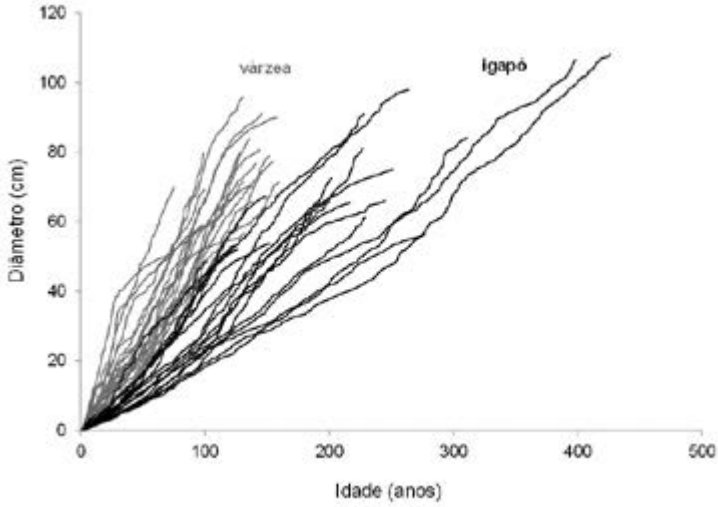


Figura 11.4: Curvas cumulativas de crescimento em diâmetro de 20 indivíduos da espécie arbórea *Macrolobium acaciifolium* (Fabaceae) nas florestas de várzea da RDS Mamirauá (cinza) e nas florestas de igapó da RDS Amanã (preta) (dados: Schöngart et al. 2005).

et al. 2019, Worbes & Schöngart 2019).

11.5.5 Critérios de manejo definidos para espécies madeireiras da várzea da Amazônia Central

Devido as maiores taxas de incremento em diâmetro e em altura as espécies de madeira branca da várzea apresentam um crescimento acumulado em volume mais rápido que o grupo de espécies de madeira pesada neste ambiente. Por exemplo, o primeiro grupo produz um volume de seis metros cúbicos em um período de 70-100 anos, enquanto as espécies arbóreas com elevada densidade da madeira precisam de 200 a 260 anos para alcançar o mesmo volume (Schöngart 2008).

Para o corte seletivo, é importante saber em que idade e diâmetro uma espécie atinge o seu potencial máximo de crescimento em volume para definir o DMC e ciclo de corte. Ao relacionar a idade nas taxas máximas de incremento corrente ($IC_{V(max)}$) e médio ($IM_{V(max)}$) em volume com a densidade da madeira específica é possível observar uma forte correlação (Figura 11.5). Modelos de regressão não lineares (Schöngart 2003) explicam 93% a 94% da variabilidade da idade nas taxas $IC_{V(max)}$ e $IM_{V(max)}$, respectivamente, em função da densidade da madeira (Schöngart 2003). Com o aumento da densidade da madeira aumenta a idade de $IC_{V(max)}$ e $IM_{V(max)}$ e a diferença da idade entre $IM_{V(max)}$ e $IC_{V(max)}$ que define o período favorável de corte da árvore (Figura 11.5). Através deste modelo as idades nos pontos $IC_{V(max)}$ e $IM_{V(max)}$ podem ser também estimadas para outras espécies comerciais na várzea em função da densidade da madeira (Schöngart 2008).

O DMC e ciclo de corte são definidos através da modelagem de crescimento da madeira em diâmetro e volume conforme indicado na Figura 11.2 e Tabela 11.3 para 17 espécies de uso

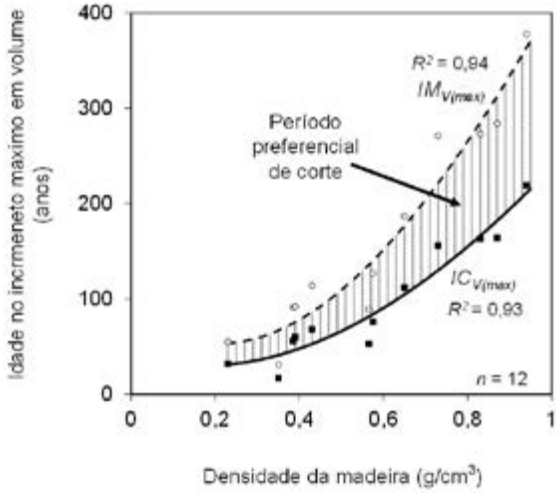


Figura 11.5: Modelo que relaciona a idade nas taxas máximas de incremento corrente ($IC_{V(max)}$) e médio ($IM_{V(max)}$) em volume de 12 espécies arbóreas de várzea com os valores específicos da densidade da madeira. A área tracejada representa o período preferencial de corte entre $IM_{V(max)}$ e $IC_{V(max)}$ (Schöngart 2003, 2008).

madeireiro na várzea (Schöngart et al. 2007, Rosa 2008, Schöngart 2008, 2010, Rosa et al. 2017). Os critérios de manejo derivados da modelagem de crescimento variam consideravelmente entre as espécies analisadas na várzea indicando DMCs entre 47 e 129 cm e ciclos de corte de 3,1 a 13,9 anos para as espécies de madeira branca (Tabela 11.3). Já o grupo de espécies de madeira pesada apresentam DMCs de 38 a 70 cm com ciclos de cortes variando de 11,8 a 32,1 anos. A densidade da madeira é significativamente correlacionada com o ciclo de corte estimado (Figura 11.6). Isso permite a estimativa de ciclos de corte para outras espécies madeireiras da várzea ainda não analisadas.

Uma exceção é a espécie arbórea *Malouetia tamaquarina* (Apocynaceae) que ocorre frequentemente no sub-bosque da várzea e é utilizada para a confecção de artesanato (Leoni et al. 2011). Apesar da baixa densidade da madeira (0,36 g/cm^3) a espécie apresenta um DMC de somente 25 cm com um ciclo de corte de 32 anos (Leoni et al. 2011), similar ao estimado para *P. trifoliata* com densidade da madeira de 0,94 g/cm^3 (Tabela 11.3). Como a espécie cresce no sub-bosque as taxas de incremento em diâmetro são re-

Tabela 11.3: Densidade da madeira, diâmetros mínimos de corte (DMC), idade da árvore no DMC e ciclo de corte definido para 17 espécies arbóreas da várzea (Schöngart et al. 2007, Rosa 2008, Schöngart 2008, 2010, Rosa et al. 2017), classificadas em espécies de madeira branca e madeira pesada pela densidade da madeira (0,60 g/cm^3).

Espécie madeireira	Densidade da madeira (g/cm^3)	DMC (cm)	Período para alcançar o DMC (anos)	Ciclo de corte (anos)
Madeira branca				
Ficus insipida	0,35[(1)]	55	17	3,1
Pseudobombax munguba	0,23[(2)]	47	40	8,2
Hura crepitans	0,38[(3)]	129	125	9,7
Sterculia elata	0,47[(3)]	56	54	9,7
Ilex inundata	0,38[(2)]	59	61	10,5
Macrolobium acaciifoilum	0,43[(2)]	62	67	10,5
Albizia subdimidiata	0,57[(2)]	49	54	10,5
Luehea cymulosa	0,39[(2)]	61	69	11,0
Sloanea terniflora	0,57[(2)]	58	82	13,9
Madeira pesada				
Ocotea cymbarum	0,61[(3)]	53	63	11,8
Cedrela odorata	0,62[(3)]	38	45	12,0
Calophyllum brasiliense	0,60[(4)]	64	91	14,0
Pouteria elegans	0,72[(3)]	54	120	21,5
Chrysophyllum argenteum	0,73[(2)]	58	144	24,1
Eschweilera albiflora	0,83[(2)]	53	165	30,9
Handroanthus barbatus	0,87[(2)]	54	169	30,6
Piranhea trifoliata	0,94[(2)]	70	227	32,1

Densidade da madeira: [(1)] Schöngart et al. (2007), [(2)] Schöngart (2003), [(3)] Wittmann et al. (2006b), [(4)] Rosa et al. (2017)

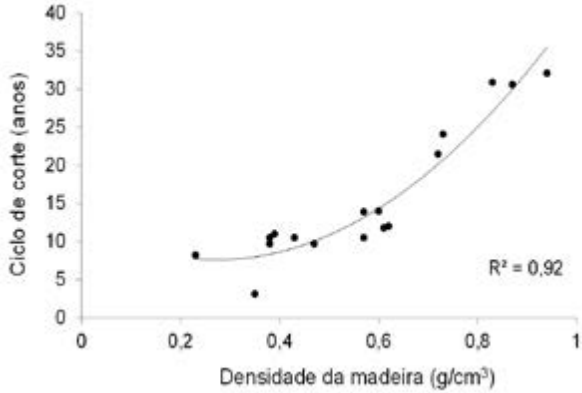


Figura 11.6: Correlação significativa entre a densidade da madeira e o ciclo de corte estimado para 17 espécies de uso comercial da várzea da Amazônia Central.

duzidas em comparação com as árvores estabelecidas no dossel (Worbes 1997, Schöngart 2003).

11.5.6 Crescimento de espécies arbóreas em florestas alagáveis de igapó da Amazônia Central e suas implicações para o manejo e conservação

O crescimento de espécies arbóreas em florestas alagáveis da Amazônia Central varia consideravelmente comparando várzea e igapó de água-preta (Figura 11.4). Worbes (1997) comparou os incrementos médios radiais de 45 árvores de igapó com 158 indivíduos da várzea e observou taxas de incrementos duas vezes superiores na várzea (3,5 mm/ano) em relação ao igapó (1,7 mm/ano). Para as espécies *Vatairea guianensis* (Fabaceae), *M. acaciifolium*, *H. barbatus* e *C. brasiliense* as taxas de incremento em diâmetro são significativamente mais altas no sistema da várzea comparadas com o igapó (Schöngart et al. 2005, Fonseca Jr. et al. 2009, Schöngart 2010, Scabin et al. 2012, Rosa et al. 2017) (Figura 11.7, Tabela 11.4).

A comparação dos ciclos de corte e DMCs de espécies arbóreas com uso comercial que ocorrem tanto nas florestas de várzea como nos igapós mostram grandes diferenças. Em geral os ciclos de corte são mais curtos na várzea quando comparados ao igapó (Tabela 11.4). Contudo, entre os ambientes de igapó há uma variação na taxa de crescimento das espécies estudadas, provavelmente devido às diferenças edáficas dos solos. No Arquipélago de Anavilhanas, no Baixo Rio Negro, devido ao suprimento de nutrientes carreados pelo Rio Branco (Junk et al. 2015), as taxas de crescimento medidas foram superiores às de outros igapós (Tabela 11.4), como pode ser observado ao comparar a taxa de incremento em diâmetro de *C. brasiliensis* (igapó do Arquipélago de Mariuá do Médio Rio Negro) e *M. acaciifolium* (igapó do Lago Amanã) (Schöngart et al. 2005, Scabin et al. 2012, Rosa et al. 2017).

Em geral, as florestas de igapó, dada a sua pobreza nutricional, apresentam uma vulnerabilidade maior à alteração humana, com resiliência ambiental inferior quando comparadas às florestas

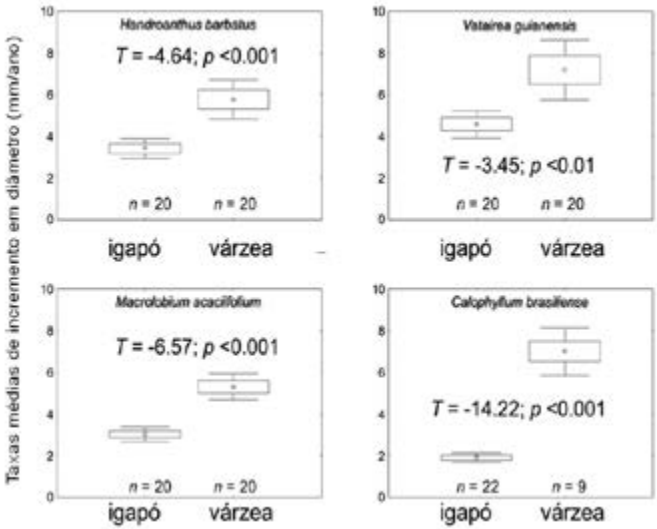


Figura 11.7: Comparação das taxas médias de incremento em diâmetro de espécies arbóreas que crescem nas florestas alagáveis de várzea (rica em nutrientes) e igapó (pobre em nutrientes) da Amazônia Central. As caixas indicam o erro padrão, as linhas o desvio padrão e o ponto a média (*n* indica o número de árvores analisadas em cada sistema) (Schöngart et al. 2005, Fonseca Jr. et al. 2009, Schöngart 2010).

Tabela 11.4: Comparação de taxas anuais de incremento em diâmetro (TID), diâmetros mínimos de corte (DMC) e ciclos de cortes de espécies madeireiras crescendo em florestas de igapó (pobre em nutrientes) e várzea (rica em nutrientes) da Amazônia Central (RDS: Reserva de Desenvolvimento Sustentável).

Espécie	Ambiente	Local	TID (mm)	DMC (cm)	Ciclo de corte (anos)	Referências
Calophyllum brasiliense	Igapó	Arquipélago Mariuá	1,9	55	52,7	Schöngart (2010)
	Igapó	Arquipélago Anavilhanas	4,1	35	29,4	Scabin et al. (2012)
	Várzea	RDS do Mamirauá	7,0	64	14,0	Schöngart (2010)
Macrolobium acaciifolium	Igapó	Arquipélago Anavilhanas	6,7	58	17,2	Scabin et al. (2012)
	Igapó	RDS do Amanã	3,0	83	39,3	Schöngart (2010)
	Várzea	RDS do Mamirauá	10,4	62	10,5	Schöngart (2003, 2008)
Ocotea cymbarum	Igapó	Arquipélago Anavilhanas	7,8	74	18,7	Scabin et al. (2012)
	Várzea	RDS do Mamirauá	9,5	53	11,8	Rosa (2008)

dinâmicas de várzea. Por isso, florestas de igapó de águas-pretas deveriam ser excluídas de atividades madeireiras e protegidas por unidades de conservação priorizando a sua preservação. As alternativas econômicas nestes sistemas podem ser o ecoturismo e a pesca esportiva e ornamental (Chao & Prang 1997, Faria 2005, Junk et al. 2007, Albano & Vasconcelos 2013), considerando a integração e participação das comunidades ribeirinhas locais.

11.5.7 Sistemas de manejo de recursos madeireiros na várzea

O conceito GOL, desenvolvido nas várzeas da Amazônia Central, considera a dinâmica sucessional das florestas e as estruturas populacionais, padrões da regeneração, idade, crescimento e produtividade das espécies arbóreas com uso comercial. A sucessão inicial da várzea é dominada por espécies pioneiras de baixa densidade da madeira e alta produtividade que formam florestas homogêneas em relação às estruturas verticais, horizontais e etárias (Terborgh & Petren 1991, Worbes et al. 1992, Schöngart et al. 2010, Wittmann et al. 2010b). As espécies arbóreas características nestes estágios, como *F. insipida*, *P. munguba*, *I. inundata* e *L. cymulosa*, alcançam altos estoques madeireiros com mais de 60 árvores/ha acima do DMC de 50 cm, com volumes de tronco acima de 130 m^3/ha após 50 anos de crescimento (Schöngart 2008). Devido às semelhanças nos padrões de crescimento destas espécies, um manejo para estes estágios sucessionais secundários foi delineado a fim de produzir grandes quantidades de madeira de alta qualidade para a indústria de compensados (Schöngart 2008). Análises das estruturas populacionais e da regeneração indicam que estas espécies precisam de altas intensidades de luz para o estabelecimento (Schöngart 2003, Wittmann & Junk 2003). Sistemas policíclicos operando com ciclos de corte de 25 anos extraindo seletivamente 3-5 árvores/ha acima de um DMC de 50 cm não são adequadas para manejar estes recursos madeireiros devido à curta longevidade e alta produtividade destas árvores (Worbes et al. 1992, Schöngart 2003, Schöngart et al. 2007) e a dependência de alta radiação solar para o estabelecimento. O manejo destas espécies heliófitas requer um sistema silvicultural monocíclico (*shelterwood system*) (Lamprecht 1989, Dawkins & Philip 1998, Whitmore 1993). Estes sistemas aplicam extrações intensas dos recursos madeireiros associadas aos tratamentos silviculturais pós-exploratórios que têm como objetivo favorecer a regeneração das espécies arbóreas desejadas que formarão a próxima geração de árvores comerciais com idades uniformes (p. ex., *Malaysian Uniform System*, Wyatt-Smith 1963). O período entre o estabelecimento da regeneração até o momento da extração intensa é denominado período de rotação. A vantagem deste sistema é a alta eficiência econômica associada ao alto fluxo de renda imediata, mas os problemas surgem em termos de remoção de nutrientes do ecossistema, riscos de erosão do solo e, muitas vezes, uma demanda de tratamentos silviculturais intensos (Lamprecht 1989, Bruenig 1996).

O período de rotação de um sistema monocíclico para as espécies de baixa densidade da madeira nos primeiros estágios sucessionais das planícies de inundação da várzea pode ser definido como o intervalo de tempo entre o estabelecimento até a idade em que as árvores atingem as taxas máximas de incremento corrente em volume variando de 17 anos (*F. insipida*) a 70 anos (*M. acaciifolium*) (Tabela 11.3). Porém, cortes rasos deveriam ser evitados, por que os jovens estágios sucessionais geralmente estão localizados perto das margens dos rios, onde eles têm uma importante função de proteger o solo contra a erosão (Schöngart et al. 2007). Uma possível modificação do sistema monocíclico seria extrair todas as árvores acima do DMC específico estabelecido, criando assim grandes clareiras na floresta que favorecem a regeneração destas espécies arbóreas (Figura 11.8). O aumento destas clareiras poderia ser repetido em intervalos de 3 a 10 anos, o que corresponde ao tempo médio de

passagem por classes diamétricas de 10 cm (dependendo da espécie) até as árvores de interesse comercial serem completamente removidas e substituídas por uma floresta que se desenvolveu neste período. Nesta fase, a regulação da composição das espécies pode ser realizada com eventuais plantios de enriquecimento de espécies desejadas acompanhadas por tratamentos silviculturais, como a regulação do espaço entre as árvores e poda daquelas árvores selecionadas que futuramente serão extraídas, a fim de aumentar a qualidade da madeira do tronco (Figura 11.8).

Como a regeneração ocorre naturalmente na sucessão primária que se inicia em áreas recém criadas pelos processos de sedimentação dos rios (Salo et al. 1986, Wittmann et al. 2002, 2004, Peixoto et al. 2009), uma outra opção seria transformar as florestas de estágios da sucessão jovem diretamente ou após um ou vários períodos de rotação em estágios da sucessão tardia (Figura 11.8). Isso corresponde à dinâmica sucessional natural das florestas de várzea (Terborgh & Petren 1991, Worbes et al. 1992, Wittmann et al. 2002, 2004, 2010b, Schöngart 2003). Na fase de transformação, plantios de enriquecimento das espécies selecionadas devem ser estabelecidos, aplicando opcionalmente tratamentos silviculturais como o espaçamento entre os indivíduos e poda das árvores selecionadas para os futuros cortes, porém, tais tratamentos silviculturais ainda precisam ser estudados e análises de custo-benefício realizadas para validar sua viabilidade ecológica e econômica, pois nunca foram aplicados nestes ecossistemas.

Espécies de alta densidade da madeira, como *H. barbatus*, *P. trifoliata*, *E. albiflora*, *P. elegans* e *C. argenteum*, dominam os estágios da sucessão tardia caracterizados por florestas com estruturas verticais, horizontais e etárias heterogêneas (Worbes et al. 1992, Schöngart 2003, Wittmann et al.

Figura 11.8: Conceito de manejo florestal para a várzea da Amazônia Central diferenciado por sistemas monocíclicos para espécies arbóreas com baixa densidade da madeira (madeira branca) na sucessão secundária e sistemas policíclicos para espécies com alta baixa densidade da madeira (madeira pesada) da sucessão tardia (Schöngart 2008, modificado).

2010a,b). Este grupo de espécies alcança estoques madeireiros de 57-70 m^3/ha (volume do fuste) e 57-59% deste volume é abrangido por árvores com um DMC acima de 50 cm (Schöngart 2008). Estas espécies são utilizadas principalmente para a fabricação de móveis, laminados, construção civil e naval (Worbes et al. 2001, Schöngart 2003, Wittmann & Oliveira Wittmann 2010). O objetivo do manejo destas espécies é a produção de madeira de alta qualidade com densidades da madeira elevadas que atendam às demandas do mercado e sua utilização tradicional. Em contraste com as espécies pioneiras de estágios iniciais de sucessão florestal na várzea, as espécies dominantes geralmente exibem um padrão de distribuição J-inverso (diminuição exponencial da abundância de indivíduos com o aumento da classe diamétrica), apesar da intensidade relativamente baixa de luz (Wittmann & Junk 2003). Em florestas tropicais úmidas, este padrão é característico de espécies de árvores tolerantes à sombra (Hartshorn 1980, Swaine & Whitmore 1988). Estas espécies ombrófilas geralmente possuem altas densidades da madeira, idades máximas acima de 200 anos e baixas taxas de incremento em diâmetro e volume na várzea (Worbes et al. 1992, Schöngart 2003, 2008). O incremento corrente em diâmetro culmina com idades de 60-90 anos (Schöngart 2008), enquanto os incrementos correntes em volume alcançam o seu máximo com idades de 160-230 anos (Figura 11.5). Portanto, os sistemas seletivos (policíclicos) são adequados para manejar os recursos de madeira destas espécies (Schöngart 2010) e mantêm a estrutura etária heterogênea dessas populações (Whitmore 1993). Cortes seletivos deveriam concentrar-se em árvores individuais acima do DMC específico, que varia de 53 a 70 cm, aplicando ciclos de corte de 21-32 anos para espécies de madeira de alta densidade (Tabela 11.3). A aplicação do conceito EIR (exploração de impacto reduzido, Putz et al. 2008) é recomendada para minimizar os danos ambientais e conservar o potencial de explorações futuras (Johns et al. 1996, Boltz et al. 2001, Holmes et al. 2002).

Tratamentos silviculturais para a liberação das árvores de uso comercial com o intuito de aumentar as taxas de incremento em diâmetro (Finegan et al. 1999, Kammesheidt et al. 2003) e encurtar os ciclos de corte deveriam ser evitados. Schöngart et al. (2010) indicam para *H. barbatus* crescendo em estágios jovens da sucessão com altas taxas de incremento diamétrico uma densidade de madeira mais baixa ($0,65 \pm 0,07$ g/cm^3) comparada com indivíduos na sucessão tardia apresentando um lento crescimento em diâmetro ($0,84 \pm 0,10$ g/cm^3). A diminuição da densidade da madeira é associada a alterações das propriedades mecânicas e físicas da madeira que restringem o potencial de utilização. Observações semelhantes são relatadas para *Swietenia macrophylla* (Meliaceae) ao comparar o crescimento e a densidade da madeira de árvores de plantios com árvores de florestas nativas (Mayhew & Newton 1998).

No entanto, os ciclos de corte ou períodos de rotação só garantem um uso sustentável dos recursos madeireiros se as espécies extraídas conseguirem se estabelecer novamente e recrutar nas classes diamétricas inferiores para manter a estrutura populacional. Esforços imediatos são cruciais para a obtenção de dados sobre a idade da árvore, as taxas de crescimento, a produção em volume, a estrutura populacional e os processos de

regeneração de espécies de uso comercial que crescem sob variadas condições edáficas, hidrológicas e climáticas. Mais informações são necessárias sobre a germinação, crescimento e estabelecimento de plântulas e mudas e sua relação com fatores abióticos (inundações, condições de luz, água e fornecimento de nutrientes) e bióticos (bancos de sementes, competição inter e intraespecífica, herbivoria) para espécies de várzea (p. ex., Gama et al. 2002, 2003, Nebel et al. 2001b, Parolin 2000b, 2001a,b, Scarano et al. 2003, Schöngart 2003, Wittmann & Junk 2003, Koshikene 2005, Oliveira Wittmann et al. 2007, 2010, Wittmann et al. 2009, Assis & Wittmann 2011, Ferreira et al. 2014).

Futuros estudos deveriam testar os critérios formulados no conceito GOL em comparação com os manejos convencionais (aplicando as normas da IN n °5 do IBAMA) e florestas não manejadas (controle) monitorando a dinâmica populacional de espécies madeireiras e considerando o impacto da intensidade e frequência de corte na biodiversidade da fauna e flora. Análises de custo-benefício são necessárias para avaliar e considerar aspectos da sustentabilidade social e econômica das diferentes opções de manejo (Lamprecht 1989, Mesquita, 2000). Tais informações são necessárias para promover o desenvolvimento de uma estratégia silvicultural adequada baseada em dados científicos, aumentando o nível da sustentabilidade dos manejos em florestas de várzea. Nesta fase, a integração participativa das populações ribeirinhas é essencial para analisar o tempo e as despesas das diferentes atividades do manejo (inventários florestais, extração de madeira, arraste, tratamentos silviculturais etc.) (Fortini & Carter 2014) e calcular os rendimentos considerando volume, qualidade e preços da madeira. As políticas públicas, representadas pelo IBAMA, IPAAM, Secretaria de Estado do Meio Ambiente–SEMA (antiga SDS) e outros grupos interessados, tais como organizações não governamentais (ONGs), municípios e indústrias madeireiras deveriam participar desde o início para monitorar e validar novos conceitos de manejo em comparação com os convencionais. Isso possibilita a implementação passo a passo de novas normas, regulações e práticas de um manejo adaptativo, como no caso da IN nº 009 estabelecida em 12 de novembro de 2010 pela SDS, para abordar racionalmente o manejo sustentável e a conservação das florestas de várzea.

11.5.8 Reflorestamento de áreas degradadas na várzea

Muitas regiões da várzea amazônica apresentam altas taxas de desmatamento (Renó et al. 2011) e são compostas por florestas secundárias (Lucas et al. 2014). A alta tolerância às inundações prolongadas e a alta produtividade de espécies arbóreas nas várzeas indicam o seu grande potencial para o reflorestamento de áreas degradadas nestes ecossistemas (Junk et al. 2010b). Plantios destas espécies na forma de monoculturas em pequena escala, de culturas mistas ou inseridos em sistemas agroflorestais e capoeiras podem ajudar a diminuir a pressão sobre as áreas remanescentes de florestas inundáveis intactas, fornecendo uma renda adicional para melhorar a situação econômica da população ribeirinha.

A renda bruta da extração seletiva de madeira, no âmbito do manejo florestal comunitário praticado na RDS Mamirauá aplicando um ciclo de corte de 25 anos, foi estimada em R$ 27,75-102,72 ha/ano baseada nos preços de madeira do ano de 2007 (Schöngart & Queiroz 2010). Recalculando a renda bruta destes dados com

Tabela 11.5: Estimativas da renda bruta de plantios (monoculturas) em florestas de várzea com espécies de madeira branca (*Ficus*, *Macrolobium*, *Sterculia*) e madeira pesada (*Cedrela*, *Ocotea*) baseado em períodos de rotação e DMCs específicos, preços da madeira (Tabela 11.2) e estimativas da densidade, área basal e volume do tronco.

Espécie arbórea	DMC[1] (cm)	Período de rotação[2] (anos)	Densidade[3] (ind./ha)	Área basal[4] (m^2/ha)	Volume[5] (m^3/ha)	Renda bruta[6] (R$ ha/ano)
Ficus insipida	55	17	110	26,1	196	762,00
Macrolobium acaciifolium	62	67	92	27,7	216	254,00
Sterculia elata	54	54	107	26,4	199	350,00
Cedrela odorata	38	45	196	21,7	144	469,00
Ocotea cymbarum	53	63	115	25,7	191	281,00

[1] Dados de diâmetros mínimos de corte (DMC) são obtidos da Tabela 11.3 (Rosa 2008, Schöngart 2008)

[2] O período de rotação corresponde ao período que a espécie precisa para atingir o DMC (Tabela 11.3)

[3] A densidade (árvores/ha) é estimada considerando a relação entre o diâmetro e a área da copa (10.000 m^2/área da copa em relação com o DMC específico) (dados: Schöngart 2003)

[4] A área basal é estimada multiplicando a densidade de árvores por hectare pela área basal do DMC indicado

[5] O volume dos troncos é estimado multiplicando a densidade pela área basal do DMC indicado e pela altura do fuste (derivado de uma relação linear entre diâmetro e altura do fuste), considerando o fator de forma (calculado através de um modelo de regressão não linear relacionado a altura do fuste com um fator de forma de 114 árvores medidas de diferentes estágios sucessionais da várzea) (dados: Schöngart 2003)

[6] A renda bruta por hectare é estimada pelos preços mínimos de madeira por metro cúbico de 2014 (Tabela 11.2) e dados do PMFC/IDSM considerando o período de rotação

os preços de 2014 (Tabela 11.2) o valor é de R$ 57,00-234,00 ha/ano. Estimativas da renda bruta de reflorestamentos de espécies de madeira branca e madeira pesada com preços atuais de madeira no mercado regional (Tabela 11.2) indicam valores mais altos variando entre R$ 254,00 a R$ 762,00 ha/ano (Tabela 11.5).

11.6 Discussão

As florestas tropicais úmidas no mundo cobrem uma área de cerca 19,6 milhões km^2 e mais de 20% (3,9 milhões km^2) foram impactadas pela exploração seletiva de madeira no período 2000 a 2005 (Asner et al. 2009). Na Amazônia, Piponiot et al. (2019) indicam uma área de aproximadamente 108 milhões de hectares (20% da bacia) atualmente sob regimes de manejo florestal. Porém, na maioria das extrações de madeira em florestas tropicais úmidas os recursos madeireiros são explorados somente uma única vez, deixando florestas secundárias degradadas ou convertendo as áreas após a exploração para outros usos da terra (agricultura, pecuária) (Putz et al. 2008, Edwards et al. 2014). Nas áreas de manejo permanente, a maioria das concessões aplica o corte seletivo (sistema policíclico) em combinação com o conceito da exploração de impacto reduzido (EIR) que é promovido como um modelo de manejo sustentável para florestas tropicais. As diretrizes técnicas desenvolvidas do conceito EIR minimizam os danos ambientais e desperdícios, conservando assim o potencial para explorações futuras, mantendo os serviços ambientais da floresta e reduzindo os custos operacionais da exploração a médio e longo prazo (Dykstra & Heinrich 1996, Vidal et al. 1997, 2002, Gerwing 2002, Putz et al. 2008). Estas diretrizes abrangem atividades pré-exploratórias que são fundamentais para minimizar distúr-

bios no solo por maquinários pesados e para reduzir os danos às árvores remanescentes e à regeneração. O conjunto de atividades pré-exploratórias envolve o planejamento da exploração madeireira, como a delimitação das áreas das UPAs, inventários, mapeamento e seleção das árvores de espécies comerciais, planejamento de trilhas de arraste, ramais e pátios para a estocagem da madeira e o corte de cipós. Além disso, os recursos humanos envolvidos nas atividades da exploração são treinados para aumentar a segurança do trabalho, minimizar danos à regeneração e árvores remanescentes através do corte direcionado da árvore, utilizar de forma eficiente os troncos derrubados e minimizar as perturbações no solo durante o arraste. Muitos estudos têm indicado que o conceito EIR não só reduz significativamente os danos, distúrbios e desperdício no solo e na floresta. A médio prazo estes sistemas são também mais rentáveis em comparação com os sistemas convencionais de corte seletivo (Johns et al. 1996, Bruenig 1998, Boltz et al. 2001, Holmes et al. 2002, Valle et al. 2007). Putz et al. (2012) argumentam que florestas manejadas contribuem para manter altos estoques de carbono na biomassa e a biodiversidade de flora e fauna e são um compromisso viável entre o desmatamento e a proteção total da floresta.

Sem dúvida, a implementação do conceito EIR contribui significativamente para a conservação das florestas tropicais (Putz et al. 2012). No entanto, após 20 anos desenvolvendo e implementando o conceito do EIR estimativas do ITTO (*International Tropical Timber Organization*) indicam que ainda em mais de 92% das áreas de extração seletiva da madeira nas regiões de florestas tropicais úmidas no mundo (403 milhões hectares) os manejos praticados não são sustentáveis (Blaser et al. 2011). Porém, as melhorias técnicas e logísticas da exploração de madeira pelo conceito EIR não podem ser confundidas com um manejo sustentável dos recursos madeireiros ecologicamente correto (Sist & Ferreira 2007, Schulze et al. 2008). Um dos maiores obstáculos para o manejo sustentável de florestas tropicais é a obtenção de dados sobre a idade e o crescimento de árvores (Brienen & Zuidema 2006, Zarin et al. 2007, Schöngart 2008, Zimmerman & Kormos 2012, Edwards et al. 2014, Fortini et al. 2015). Esta informação é um pré-requisito para a determinação de volumes máximos de extração e ciclos de corte. Consequentemente, há muito ceticismo sobre a idade e as taxas de crescimento a serem utilizadas como base para o manejo florestal. As dimensões e limitações dos ciclos de corte e diâmetros mínimos de corte definidas pela legislação são, na sua maioria, estimativas que não são baseadas em dados científicos sólidos. Muitos estudos indicam que a aplicação dos ciclos de corte e volume extraído atuais na Amazônia resultarão em declínios dos estoques madeireiros (Brienen & Zuidema 2006, Free et al. 2014, Grogan et al. 2014, Richardson & Peres 2016, Piponiot et al. 2018, 2019).

A alta riqueza e diversidade de espécies arbóreas que caracterizam as florestas tropicais, juntamente com problemas metodológicos para a determinação da idade e das taxas de crescimento de árvores tropicais, dificultaram a modelagem de crescimento para as espécies arbóreas comerciais durante muito tempo. A maioria dos modelos de crescimento são baseados no monitoramento de crescimento em diâmetro de árvores em parcelas de observação permanente através de dendrômetros

(p. ex., Silva et al. 2002) ou medições repetidas de diâmetro (p. ex., Clark & Clark 1999, Finegan et al. 1999, Nebel & Meilby 2005, Valle et al. 2006, Fortini et al. 2015). Com base nos incrementos em diâmetro o corte máximo permitido é estimado através de modelos de crescimento (Vanclay 1994, Alder & Silva 2000, Sist et al. 2003). No entanto, muitos modelos de crescimento simulam o incremento de volume no nível da comunidade arbórea (Dauber et al. 2005, Neeff & Santos 2005, Valle et al. 2006). Esta abordagem não fornece critérios para o manejo de recursos madeireiros no nível da espécie. Outros modelos consideram taxas de incremento em diâmetro de indivíduos em diferentes classes para projetar as trajetórias de crescimento ao longo do tempo de vida de uma espécie (Lieberman & Lieberman 1985, Korning & Balslev 1994, Terborgh et al. 1997, Clark & Clark 1999, Nebel 2001, Sokpon & Biaou 2002). Este método é limitado devido ao período relativamente curto de monitoramento das taxas de incremento (Brienen & Zuidema 2006) e à baixa densidade de espécies comerciais especialmente árvores de maior porte nas parcelas permanentes (Clark & Clark 1996). As trajetórias de crescimento em diâmetro projetadas são baseadas em simplificações e suposições, principalmente em relação às árvores em fase de estabelecimento, que podem resultar em estimativas imprecisas da idade e das taxas de incremento em diâmetro. Nebel et al. (2001a), por exemplo, simulam na várzea do Peru o crescimento em diâmetro da espécie *M. coriacea*, principalmente utilizada para madeira compensada, com base em 432 árvores de diferentes classes de diâmetro com incrementos diamétricos monitorados durante um período de quatro anos. As taxas de incremento em diâmetro para as baixas classes de diâmetro de < 1 cm ($n = 15$), 1-5 cm ($n = 115$), e 5-10 cm ($n = 67$) foram de 0,02, 0,21 e 0,27 cm/ano, respectivamente, correspondendo a 88 anos, em média, para alcançar um diâmetro de 10 cm. No entanto, a modelagem assume que todas as árvores em fase de estabelecimento vão atingir o dossel, não considerando que a maioria destes indivíduos será extinta ao longo do tempo devido à competição e outros fatores abióticos e bióticos resultando em elevada mortalidade. Estes indivíduos apresentam geralmente baixas taxas de incremento e induzem na modelagem de crescimento uma superestimativa da idade. No caso da espécie *M. coriacea* que tem uma densidade de madeira de 0,47 g/cm^3 (Worbes et al. 2001), os modelos de crescimento indicam que as árvores com uma idade de 88 anos já atingiram o período preferencial de corte (Figura 11.5).

A análise de anéis de crescimento de árvores tem muitas vantagens (Brienen & Zuidema 2006), uma vez que produz séries temporais de crescimento abrangendo a vida inteira da árvore com base em análises retrospectivas. O uso da modelagem de crescimento de árvores que se estabeleceram com sucesso no dossel resulta na projeção de trajetórias representativas de crescimento dos indivíduos que alcançaram o diâmetro mínimo de corte (Brienen & Zuidema 2006). A aplicação de anéis de crescimento para estimar critérios de manejo para espécies tropicais não é nova. Já no período de 1855 a 1862, nas antigas colônias britânicas de Birmânia (hoje Myanmar) e Índia, o botânico Sir Dietrich Brandis desenvolveu planos específicos de manejo para teca, *Tectona grandis* (Verbenaceae) (Brandis 1856). Baseado em inventários florestais ao

longo de transectos e na contagem de anéis distintos de crescimentos nos troncos, Brandis (1898) estimou ciclos de corte de 24 anos pelo tempo médio que árvores necessitam de passar por classes diamétricas (*cubit*). Ele definiu o diâmetro mínimo de corte pelo diâmetro inferior da classe de quatro *cubits* (aproximadamente 58,8 cm) para promover um uso sustentável dos recursos madeireiros da teca (Hesmer 1975, Dawkins & Philip 1998). Entretanto, a discussão controversa durante várias décadas do século 20 sobre o ritmo da formação de anéis de crescimento no lenho de árvores tropicais (Worbes & Junk 1999, Worbes 2002, Worbes & Fichtler 2010, Brienen et al. 2016; Schöngart et al. 2017a) limitou a sua aplicação na modelagem do crescimento de espécies arbóreas com uso comercial. Porém, nos últimos 20 anos muitos estudos aplicaram análises de anéis de crescimento para simular e modelar o crescimento arbóreo para espécies tropicais em diferentes locais, por exemplo, na Tailândia e Vietnã (Rozendaal & Zuidema 2011), Zimbábue (Stahle et al. 1999), Camarões (Worbes et al. 2003), Tanzânia (Schwartz et al. 2002), Venezuela (Worbes 1999), Suriname (Köhl et al. 2017), Bolívia (Brienen & Zuidema 2006, 2007, Rozendaal et al. 2010, López et al. 2013, Paredes-Villanueva et al. 2013), Peru (Inga & del Valle 2017), Colômbia (Giraldo & del Valle 2012), nas florestas alagáveis (Schöngart 2003, 2008, 2010, Schöngart et al. 2007, Rosa 2008, Fonseca Jr. et al. 2009, Leoni et al. 2011, Scabin et al. 2012, Rosa et al. 2017, Miranda et al. 2018b) e terra-firme na Amazônia (Free et al. 2014, Miranda et al. 2018a, Andrade et al. 2019, Worbes & Schöngart 2019) e em outros biomas brasileiros (Leite et al. 2016, Barbosa et al. 2018). A existência de anéis anuais, evidenciada para mais de 240 espécies arbóreas em diversos biomas e ecossistemas nos trópicos (Worbes 2002, Hayden 2008, Zuidema et al. 2012, Groenendijk et al. 2014, Brienen et al. 2016, Schöngart et al. 2017a), permite o desenvolvimento de modelos de crescimento para estas espécies.

Em geral, os manejos de recursos madeireiros praticados em florestas tropicais aplicam um único ciclo de corte e DMC para diversas espécies madeireiras crescendo em diferentes ambientes (Schöngart 2010). Isso não garante um uso sustentável de seus recursos a longo prazo. Um manejo de recursos madeireiros ecologicamente compatível requer normas e regulamentos específicos que considerem as características biológicas das espécies e as condições do ambiente (van Gardingen et al. 2006, Schöngart 2008, Sebbenn et al. 2008, Schöngart et al. 2017a). O conceito GOL é uma ferramenta que permite a avaliação da sustentabilidade de um manejo praticado e fornece ao mesmo tempo critérios de manejo específicos diferenciados por espécies e ambientes. Isso tem grande potencial de aplicação também para outras regiões tropicais como já demonstrado na Bolívia (López et al. 2013), Colômbia (Jiménez & del Valle 2011, Giraldo & del Valle 2012) e África (De Ridder et al. 2013), contribuindo para o desenvolvimento de manejos sustentáveis de recursos madeireiros nas regiões tropicais.

Planos de manejo florestal deveriam integrar também PFNM como frutos, palmitos, fibras têxteis, óleos, resinas e outros recursos que possuam grande potencial de uso para artesanato e nas áreas de alimentos, fármacos e cosméticos, ampliando a diversidade dos produtos e aumentando a renda econômica

(Wittmann & Oliveira Wittmann 2010). Nas várzeas da Amazônia Central aproximadamente 53 % das 186 espécies arbóreas analisadas são utilizadas como PFNM (Wittmann & Oliveira Wittmann 2010). Um dos PFNM mais conhecidos é o açaí (*Euterpe oleracea*, Arecaceae) que nas várzeas da Amazônia Oriental tem uma grande importância econômica devido à sua alta e crescente demanda nos mercados regionais, nacionais e internacionais (Sills et al. 2011, Fortini & Carter 2014). Porém, o alto rendimento da produção de açaí resulta na transformação de florestas de várzea gradualmente em monoculturas de *Euterpe* associadas a perdas da diversidade e serviços ecossistêmicos (Valles 2013).

O manejo de recursos madeireiros e o reflorestamento de áreas degradadas nas várzeas devem ser também inseridos nos programas UN-REDD e REDD + (*Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation*) das organizações FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*), UNDP (*United Nations Development Programme*) e UNEP (*United Nations Environment Programme*), criado no ano de 2008 no âmbito do UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*). Estes programas são mecanismos que atribuem valores monetários para o carbono armazenado nas florestas tropicais, oferecendo incentivos aos países em desenvolvimento para reduzir as emissões de carbono oriundas de mudanças no uso da terra (REDD). O programa REDD + vai além do desmatamento e da degradação florestal, e considera também o papel da conservação, manejo sustentável e o aumento dos estoques de carbono nas florestas. Um conceito de manejo florestal nas várzeas deveria ser o uso múltiplo dos seus recursos integrando o manejo de recursos madeireiros e PFNM em florestas nativas e o reflorestamento de áreas degradadas com estas espécies buscando um equilíbrio da sustentabilidade ecológica, econômica e social entre estas opções de manejo. Desta forma, o manejo florestal na várzea tem grande potencial em contribuir para a renda e o bem-estar das populações ribeirinhas e para o desenvolvimento sustentável das regiões rurais na Amazônia, preservando os múltiplos serviços ambientais e funções ecossistêmicas das áreas alagáveis a longo prazo. A inserção do manejo florestal da várzea nestes programas é importante no contexto da revisão do Código Florestal Brasileiro, afim de atribuir um maior valor monetário às florestas de áreas alagáveis, além do valor dos recursos madeireiros e PFNM, para que o manejo florestal possa competir com outras formas de uso da terra, como a agricultura e a pecuária nas áreas de várzea. No antigo Código Florestal de 1965 (Lei 4.771/65), modificado pela lei 7.803 (18 de julho de 1989), a definição de Áreas de Preservação Permanente (APPs) foi baseada no nível máximo da água do rio que integra automaticamente as florestas de áreas alagáveis na APP (Sousa Jr et al. 2011, Piedade et al. 2012). As recentes mudanças no novo Código Florestal (Lei Federal nº 12.651, 25 de maio de 2012) consideram o nível da água do rio regular para efeitos de criação de APPs (calha regular) que é difícil de definir em sistemas com pulsos de inundação com altas amplitudes, maior que 10 m, na Amazônia Central (Junk et al. 2011). Para a Amazônia Central a definição de APPs com base no valor médio do nível da água dos rios deixa a maior parte das florestas inundáveis perigosamente sem proteção e vulneráveis ao desmatamento (Piedade et al. 2012).

Capítulo 12

Maria Gercilia Mota Soares,
Wolfgang J. Junk, Carlos Edwar de Carvalho Freitas,
Alzira Miranda de Oliveira

Pesca comercial e piscicultura do Estado do Amazonas: Estado atual e perspectivas

12.1 Introdução

Desde o início da ocupação da Bacia Amazônica, cerca de 12 mil anos atrás, os caçadores-coletores colonizaram as margens dos grandes rios e suas áreas alagáveis por causa da grande oferta de itens alimentares (Roosevelt 1999). Os Europeus, ao ocuparem a área, ficaram impressionados com o grande número de animais e rapidamente adotaram o hábito de pescar e comer peixe e outros animais aquáticos, tais como peixe-boi, tartarugas e capivaras. Inicialmente, essa pesca se concentrava nos lagos perto dos centros urbanos, pois o pescado era consumido fresco. A partir da década de 1960, a introdução de novos petrechos como as redes de pesca feitas de fibras sintéticas, novas técnicas de pesca, a crescente disponibilidade de gelo para resfriar o peixe fresco e a construção de maiores barcos de pesca levou a um rápido desenvolvimento da pesca e a expansão da pesca comercial (Meschkat 1958, 1960). Esta frota pesqueira era sediada em Manaus, e atuava principalmente no Rio Solimões e nos trechos médio e inferior dos Rios Madeira, Purus e Juruá (Petrere Jr. 1978b). Vinte anos depois, o alcance desta frota aumentou substancialmente, estendendo-se a trechos superiores da maioria dos rios da bacia (Batista 1998). A crescente demanda de pescado dos centros urbanos exigiu uma pesca profissional eficiente (Barthem et al. 1997, Isaac & Barthem 1995). As instalações de refrigeração e de transporte eficientes têm permitido o transporte de peixe fresco também para os consumidores em cidades longe dos grandes rios e até mesmo ao Sul do Brasil e a outros países como EUA, Nigéria e da Europa (Barthem & Petrere Jr. 1995, Barthem & Goulding 1997).

Apesar de todo o potencial pesqueiro do Estado do Amazonas, representado pelos variados ambientes aquáticos e a alta riqueza de peixes, a pesca extrativista apresenta limitações em sua produção. Em Manaus, a coleta de dados para estatísticas de desembarque de pescado foi feita e processada pela Associação de Pescadores Z-12, desde 1970, e pelo INPA (Petrere Jr. 1978a,b, 1985) a partir de 1976, permanecendo ativa até 1987 (Mérona & Bittencourt 1988, Mérona 1990). Nesse mesmo período, em 1979, a Coordenadoria Regional da SUDEPE (Superintendência do Desenvolvimento da Pesca) do Es-

tado do Amazonas implantou um sistema de coleta de dados de produção de pescado em nove municípios. Além dos sistemas de coletas acima mencionados, outras estatísticas de desembarque foram realizadas em decorrência de projetos de pesquisas (Smith 1979, Cardoso & Freitas 2008, Sousa 2008, Lima et al. 2012). Após a interrupção em 1987, a UFAM (Universidade Federal do Amazonas) iniciou, em 1994, um sistema de coleta de dados de desembarque da frota comercial em Manaus e em outras cidades ao longo do Rio Solimões- Amazonas (Batista & Petrere Jr. 2003, Gonçalves & Batista 2008), que a partir de 2000 foi integrado ao sistema desenvolvido pelo PróVárzea/IBAMA, novamente interrompido em 2004. Portanto, as informações sobre a produção pesqueira no estado são incompletas e às vezes contraditórias. Essa escassez de dados históricos contínuos sobre a atividade pesqueira compromete a análise da dinâmica da pesca, dificultando ainda mais o trabalho de ordenamento pesqueiro, a despeito de existirem muitos trabalhos de síntese sobre a pesca na Amazônia, dentre os quais podem ser ressaltados Saint-Paul & Bayley (1979), Annibal & Oliveira (1981), Junk (1984b, 1986b), Bayley (1989), Bayley & Petrere Jr. (1989), Petrere Jr. (1991, 1992), Mérona (1993), Falabella (1994), Isaac & Barthem (1995), Goulding & Ferreira (1996), Queiroz (1999), Batista et al. (2012), Junk et al. (1997, 2007), Soares & Junk (2000), Junk & Soares (2001).

Os problemas relacionados com a pesca, a comercialização do pescado e a avaliação e gestão dos recursos pesqueiros estão, provavelmente, mais bem documentados em Manaus, a capital do Estado do Amazonas, com uma população acima de dois milhões de habitantes. Portanto, nesse contexto, este capítulo analisa o estado da pesca comercial e piscicultura, principalmente a partir de dados procedentes das instituições representativas de cada setor, dos desembarques e da criação de pescado em Manaus. São apresentados aspectos ecológicos, composição da ictiofauna alvo da pesca, dinâmica e potencial de pesca, tipos de sistemas de criação, produção e principais espécies de peixes cultivadas. Embora deva ser considerado que muitas fontes de informações são relativamente velhas, há uma grande escassez de informações recentes.

12.2 Aspectos ecológicos relevantes para a pesca

Na Bacia do Rio Amazonas, cerca de 1.700 espécies de peixes já foram descritas, sendo o número total estimado entre 2.500 e 4.000 espécies (Goulding 1980, Reis et al. 2003, Lévêque et al. 2008, Bustamante et al. 2019). A maior parte da ictiofauna da Amazônia se desenvolveu depois da separação da América do Sul com a África. Nesse período, mudanças ambientais drásticas, inclusive várias transgressões marinhas ao longo do sopé dos Andes e a formação periódica de grandes áreas úmidas de água doce, resultaram em períodos de intensa especiação e na formação de uma ictiofauna muito diversificada. Em consequência, são poucas as famílias de peixes que ocorrem em ambos os continentes, tais como Cichlidae e Osteoglossidae. A partir do fim do Mioceno e durante todo Holoceno a diversificação da ictiofauna tardou bastante. Quase todos os grupos de espécies atuais têm ancestrais antigos. Por exemplo, fósseis de uma idade em torno de 15 milhões de anos (Mioceno médio) mostram que os ancestrais do tambaqui (*Colossoma macropomum*) tinham den-

tição adaptada para quebrar sementes da floresta alagável, similar ao tambaqui atual (Lundberg et al. 1986).

A posição da Amazônia ao longo do equador resultou em um clima tropical estável, mesmo durante as épocas glaciais. A imensa rede fluvial do Rio Amazonas proporcionou refúgios para as espécies aquáticas que permitiram a recolonizarão de áreas abandonadas em períodos desfavoráveis. A grande diversidade íctica da Amazônia, em parte, é o resultado de uma baixa taxa de extinção das espécies e não o resultado de uma alta taxa de especiação recente (Albert et al. 2011). Isso faz a fauna íctica muito vulnerável às mudanças ambientais atuais e a ações antrópicas destrutivas.

Nós estimamos que cerca da metade das espécies ícticas ocorra nas calhas dos grandes rios e suas áreas alagáveis adjacentes. A maioria destas espécies tem ampla distribuição, o que lhes dá uma grande resiliência frente aos impactos humanos, inclusive a pesca. A outra metade ocorre nos pequenos tributários. Muitas destas espécies são pequenas e têm distribuição restrita, sendo sujeitas a alto risco de extinção quando os seus habitats são destruídos, por exemplo, na região do Cerrado pelas mudanças ambientais provocadas pelo agronegócio.

Nas áreas alagáveis, as espécies de peixes são bem adaptadas às condições de enchentes e secas periódicas e previsíveis dos grandes rios e, para isso, apresentam adaptações anatômicas, morfológicas, fisiológicas e etológicas a estas condições (Tabela 12.1, Junk et al. 1997). Para a pesca, é importante destacar a dependência que a maioria das espécies tem com relação ao acesso às áreas de várzeas e igapós. Isso porque a alta produtividade primária dessas áreas é a base para a alta produtividade pesqueira. Muitas espécies sincronizam a época da desova com o ciclo hidrológico (Godinho et al. 2010). Durante as enchentes e cheias, os adultos e alevinos encontram alimentação e refúgio nas áreas alagáveis (Goulding 1980, Junk et al. 1997). Algumas realizam migrações de desova e de dispersão, por exemplo, os jaraquis (*Semaprochilodus insignis*, *S. taeniurus*) (Ribeiro & Petrere Jr. 1990), o curimatã (*Prochilodus nigricans*) (Carvalho & Merona 1986, Fernandes 1997), o matrinxã (*Brycon melanopterus*) (Lima &

Tabela 12.1: Adaptações dos peixes às condições ecológicas em áreas alagáveis ao longo dos grandes rios amazônicos. A distinta sazonalidade hidrológica explícita por causa do pulso de inundação contrasta com a sazonalidade climática relativamente fraca dos ambientes da terra firme.

Variação da área alimentar	Mudanças na oferta	Mudanças nos parâmetros físicos e químicos dos habitats	Grande mobilidade
-Desova durante a enchente e cheia -Mortalidade alta na seca -Pressão seletiva para estrategistas-*r*	-Amplo espectro de itens alimentares -Grande quantidade de detritos -Grande quantidade de itens alimentares terrestres -Pré-disposição fisiológica para época de baixa oferta de itens alimentares -Acúmulo periódico de gordura	-Extrema hipoxia local -Mudanças de pH e condutividade elétrica -Flutuações diárias de temperatura -Muitas adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas para condições hipóxicas	-Movimentos horizontais e verticais em pequena escala -Migrações de desova -Migrações para compensar o deslocamento de ovos e larvas pela correnteza

Araújo-Lima 2004), e os grandes bagres (Barthem & Goulding 1997). Portanto, o manejo dos estoques destas espécies tem que considerar o comportamento migratório (Barthem et al. 1997).

12.3 Pesca de subsistência e comercial

A pesca de subsistência é dirigida à alimentação da família. É a mais tradicional, sendo praticada por pescadores, ribeirinhos, indígenas e pelos moradores de pequenas cidades ao longo de todos os principais rios da Amazônia (Bayley & Petrere Jr. 1989, Barthem et al. 1997, Garcez & Sánchez-Botero 2006, Lima et al. 2012, Capítulo 13). Quando bem-sucedida, parte da produção pode ser vendida a intermediários ou em feiras das vilas, povoados e cidades mais próximas. Trata-se de uma atividade difusa, praticada por milhares de pessoas e, por isso, sua produção é difícil de ser quantificada (Barthem et al. 1997, Batista et al. 1998, Freitas et al. 2002, Freitas & Rivas 2006, Barthem & Fabré 2004). No Estado do Amazonas, embora não existam estatísticas, para 1980, foi estimado que cerca de 61% das capturas totais (125.656 t) seriam oriundas desse tipo de pesca (Bayley & Petrere Jr. 1989). Para a pesca de subsistência em 2009, estima-se uma participação de 53% das capturas totais (150.000 t) (Gandra 2010).

A pesca comercial tem crescido de importância pelo aumento da população da Amazônia e sua concentração nos centros urbanos (Bayley & Petrere Jr. 1989, Petrere Jr. 1991, Barthem et al. 1997, Batista & Petrere Jr. 2003, Gonçalves & Batista 2008, Cardoso & Freitas 2008). No Estado do Amazonas, o número de associações de pescadores vem aumentando e o número de pescadores registrados atingiu o valor de 85.129 em 2012 (MAPA 2014). Segundo a Superintendência Regional de Trabalho e Emprego do Amazonas (SRTE/AM) para o calendário 2011/2012, mais de 76 mil pescadores artesanais estavam aptos a receber o Seguro-Defeso, destacando a pesca como atividade profissional importante no estado.

Nos últimos anos, tem deixado de existir uma fronteira nítida entre pesca de subsistência e pesca comercial, pois muitos habitantes das planícies alagáveis dedicam todo ou grande parte do seu tempo à atividade de pesca e venda dos peixes capturados em pequenos mercados regionais (Barthem et al. 1997, Freitas et al. 2002, Sousa 2008). É comum os ribeirinhos venderem peixes de grande aceitação no mercado para os proprietários de embarcações de pesca. Assim, os proprietários dos barcos que transportam pessoas e mercadorias para as cidades (recreios) também compram peixes de alto valor de pescadores de subsistência, competindo com a pesca comercial tradicional nas cidades (Ribeiro et al. 1999b).

No Estuário do Rio Amazonas é praticada a pesca industrial. Os principais alvos são piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*) e dourada (*Brachyplatystoma rouseauxii*). As pescarias são realizadas a bordo de barcos arrasteiros possantes com grande poder de pesca em relação ao padrão regional (Barthem et al. 1997, Batista et al. 2004). Essa pesca fornece os filés a serem exportados para os EUA e Europa (Barthem & Goulding 1997).

A produção de pesca extrativa continental no Brasil, em 2011, foi de 249.600 t e a região Norte é o maior produtor com 137.145 t, responsável por 55% da captura total. Desse total, o Estado do Amazonas é responsável pela maior

produção com 63.743 t, representando 40,3% do total capturado (MPA 2011). A maior parte da produção pesqueira do Estado do Amazonas é desembarcada em Manaus, principalmente no mercado central Adolpho Lisboa.

Os dados sobre a captura variam consideravelmente entre os diferentes coletores de dados e não existem conjuntos contínuos de dados de desembarque (Figura 12.1). Por causa de problemas administrativos, a Associação de Pescadores Z-12 não disponibilizou informações mais recentes. Apesar das diferenças, a seguinte tendência parece ser clara: De 1970 até 1995, houve um aumento nos desembarques de cerca de 9.000 t para 32.361 t. Desde 1996 tem havido um declínio acentuado alcançando cerca de 14.000 t em 1998. No mesmo período de tempo, a população de Manaus aumentou de cerca de 312.160 pessoas, em 1970, para uma estimativa de 1.224.362 pessoas em 1998 (IBGE 1997). Já em 2004, a produção foi de 40.661 t para uma população de 1.592.555 habitantes (IBGE 2007).

Além de Manaus, outras cidades contribuem para a alta produção pesqueira no Amazonas, como é o caso da produção desembarcada em 2004 de Manacapuru (2.436 t), Itacoatiara (1.120 t) e Tefé (1.015 t) (Thomé-Souza et al. 2007). Séries históricas da produção estão disponíveis na literatura para Tefé-AM desde 1991 (Barthem 1999a) e, a partir de 2010, pelo IDSM. Em 2014, no mercado municipal para o abastecimento de Tefé, foram desembarcados 1.366 t de peixes (Ferraz 2014 a,b).

Estudos sobre o consumo de pescado mostram para as cidades valores entre 50 e 194 g por pessoa/dia (Honda et al. 1975, Shrimpton et al. 1979, Smith 1979, Amoroso 1981, Santos

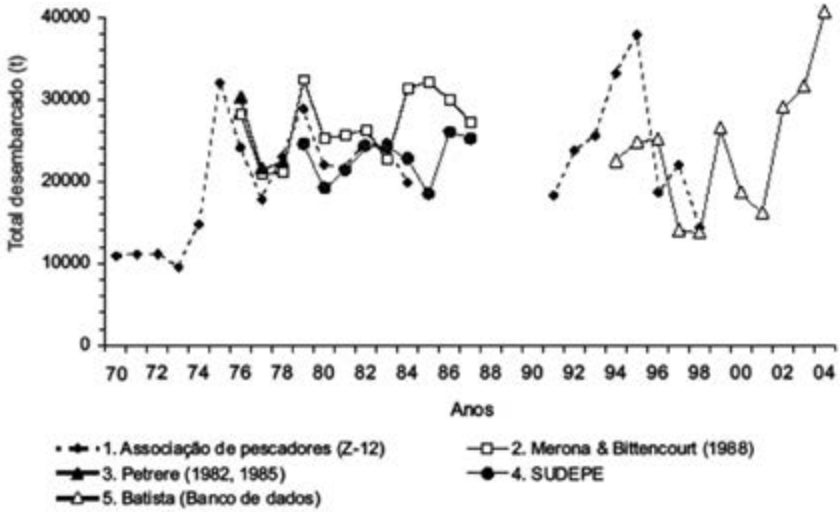


Figura 12.1: Total de peixes desembarcados nos mercados de Manaus, de 1970 a 2004 (dados da Associação de Pescadores Z-12: Mercado Adolpho Lisboa (1970-1984) e mercado da feira Panair (1991-1998); dados de Mérona & Bittencourt (1988): Mercado Adolpho Lisboa (1976-1987); dados de Petrere Jr. (1982, 1985): Mercado Adolpho Lisboa (1976-1978); dados da SUDEPE (1984, 1986, 1987): Mercado Adolpho Lisboa (1979-1987); dados do Batista (1998, 2012): Mercado da feira Panair (1994- 2004).

1986/1987), para as comunidades ribeirinhas do Médio Amazonas 369 g/dia ou 134,7 kg/ano (Cerdeira et al. 1997), para o Baixo Solimões/Alto Amazonas em 490-600 g/dia ou 178,9-219 kg/ano (Batista et al. 1998) e para o Alto Solimões 500-800 g/dia ou 182,5-292,0 kg/ano (Fabré & Alonso 1998). Porém, os hábitos alimentares das populações principalmente nos centros urbanos mudaram consideravelmente nos últimos anos. De 2002 para 2008 a participação de peixe no consumo de proteína da população no Amazonas caiu de cerca de 56% para cerca 36% (Carrero et al. 2015), enquanto o consumo de aves e carne bovina aumentou.

12.4 Espécies de peixes e sazonalidade dos desembarques

Pelo menos 150 espécies, consideradas comestíveis, são capturadas na pesca comercial, destas, 37 são regularmente oferecidas no mercado de Manaus, e apenas 10 representam cerca de 80% do total das capturas (Tabela 12.2). Isso mostra que a preferência da população de Manaus está concentrada em poucas espécies e que a pesca comercial é altamente seletiva.

O esgotamento dos estoques de algumas espécies, ao menos nos pesqueiros próximos a Manaus, já levou a uma alteração na oferta dos peixes e, como consequência, no consumo na cidade. De 1970 a 1987, os dez peixes de maior importância na comercialização alcançavam até 93% do total das capturas. Destes, cerca de 75% estavam representados por apenas quatro peixes na sequência decrescente: tambaqui, jaraquis (de escama grossa e fina) e curimatã. No final deste período, a captura do tambaqui já estava começando a diminuir sendo substituída pelos jaraquis e outros peixes de pequeno porte (Figura 12.2). A partir do ano de 2000, outros peixes como aruanã, branquinhas, sardinhas e pacus, que já eram comercializados nos mercados, aumentaram a participação no desembarque (Figura 12.2). Nos últimos anos, tambaquis oriundos de estações de piscicultura começam a substituir em parte o declínio dos peixes capturados nos rios.

A pesca na Amazônia é altamente sazonal porque é influenciada direta e indiretamente pelo ciclo hidrológico. No período de cheia (água alta), os peixes estão dispersos na floresta de várzea e nos grandes estandes de macrófitas aquáticas e capins flutuantes, o que dificulta a captura. No período de seca (água baixa), eles estão presos no canal principal do rio, paranás, poças de águas profundas e nos lagos (profundos e rasos), onde são facilmente capturados (Figura 12.3). Grandes capturas também são registradas no início da subida do nível da água (enchente), quando algumas espécies, tais como jaraquis, matrinxã e curimatã formam grandes cardumes de desova e, mais tarde, de dispersão (piracema).

A pesca comercial do jaraqui, por exemplo, mostra dois picos que estão relacionados com duas migrações, uma com fins reprodutivos e outra com fins tróficos (Ribeiro & Petrere Jr. 1990). Os cardumes são submetidos a uma intensa pesca que fornece grandes quantidades de peixes para o mercado de Manaus, mas por curtos períodos de tempo (Figura 12.4).

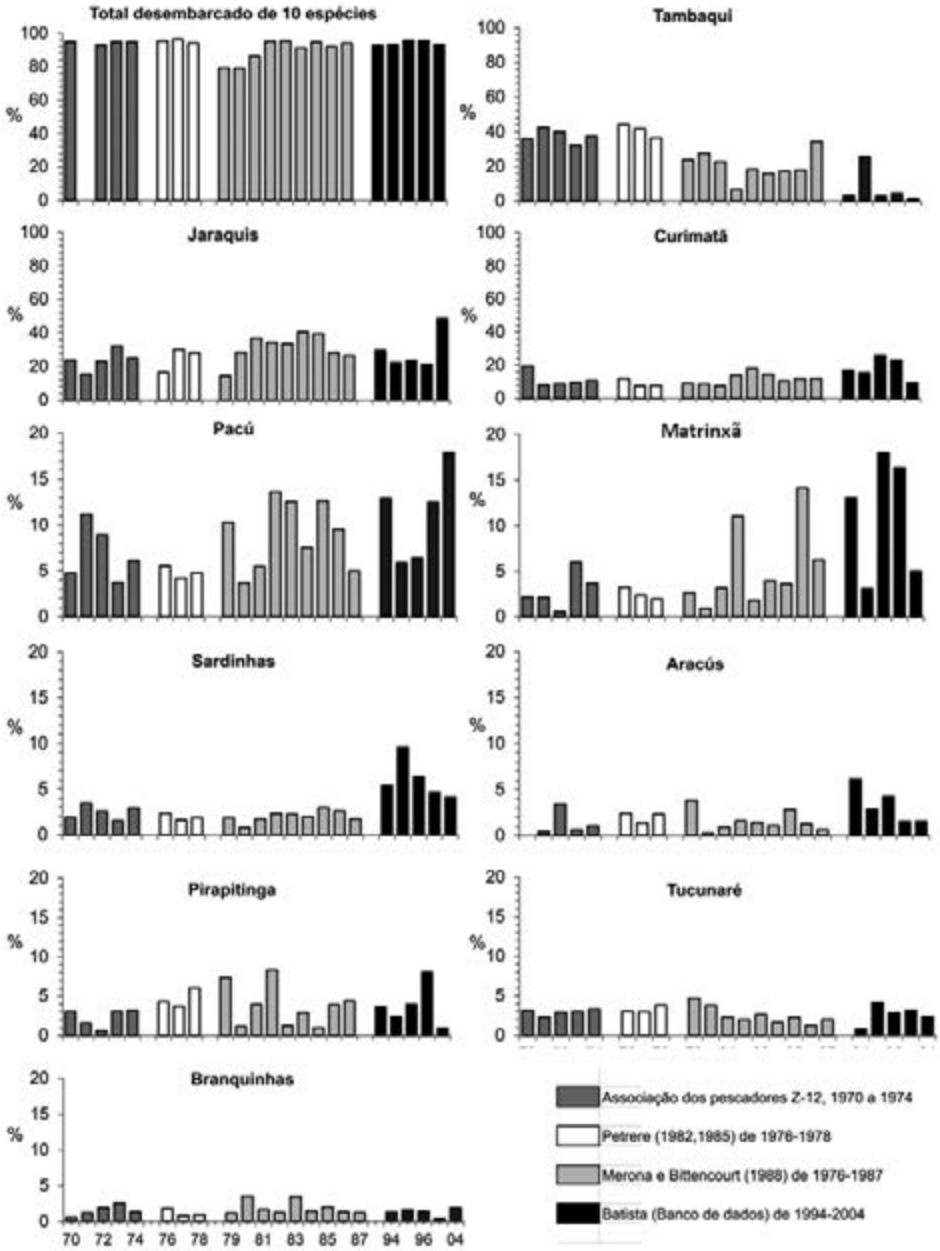


Figura 12.2: Participação anual (%) das dez principais espécies de peixes desembarcadas nos mercados de Manaus (dados: Associação de Pescadores Z-12 para 1970-1974 e 1997-1998; Mérona & Bittencourt (1988) para 1976-1987; Batista (1998, 2012) para 1994-2004.

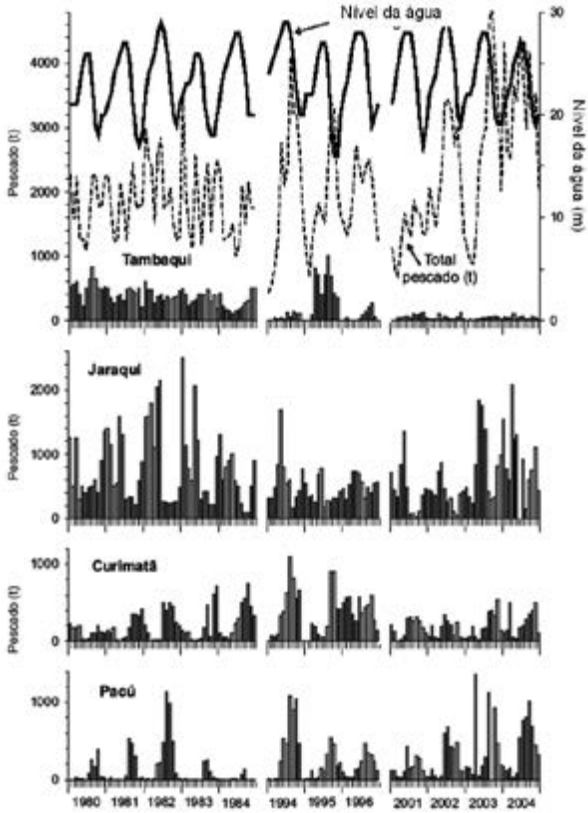


Figura 12.3: Desembarque total e mensal de jaraqui (*Semaprochilodus insignis*, *S. taeniurus*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), curimatã (*Prochilodus nigricans*) e pacu (*Mylossoma* spp.) nos mercados de Manaus em relação ao nível da água (dados: Associação de Pescadores Z-12 para 1980-1984 e Batista (1998) para 1994-1996).

Figura 12.4: Variação mensal do desembarque de acordo com o nível da água. A média de oferta de pescado é definida como as médias mensais dos peixes desembarcados dos respectivos anos mais/menos 10%. Entressafra é definida como mais de 10% abaixo dos desembarques médios, safra como mais de 10% acima dos desembarques médios (Soares & Junk 2000).

Tabela 12.2: Espécies e grupos de espécies de peixes desembarcadas no mercado de Manaus.

Nome comum	Familia	Gêneros, espécies
Acará	Cichlidae	*Acarichthys heckelii*, *Chaetobranchus*, *Chaetobranchopsis orbicularis*, *Geophagus* spp. *Heros severus*, *Satanoperca* spp.
Acará-açú	Cichlidae	*Astronotus ocellatus*
Acari bodo/bodo	Loricariidae	*Pterygoplichthys pardalis*
Aracu/aracu-cabeca gorda/aracu comum/piau	Anostomidae	*Shizodon fasciatus*, *Leporinus friderici*, *Rhytiodus microlepis*, *R. argenteofuscus*
Aruanã/macaco d'água/sulamba	Osteoglossidae	*Osteoglossum bicirrhossum*
Apapá/sardinhão/apapá-amarelo/ apapá-branco	Pristigasteridae	*Pellona castelnaeana*, *P. flavipinnis*
Bacu	Doradidae	*Megalodoras irwini*, *Lithodoras* sp.
Branquinha/branquinha-cabeca-lisa/branquinha-cascuda/ branquinha peito de aço	Curimatidae	*Psectrogaster* spp., *Potamorhina* spp.
Caparari	Pimelodidae	*Pseudoplastytoma tigrinum*
Cubiu/orana	Hemiodontidae	*Hemiodus* spp., *Anodus* spp.
Curimatã	Prochilodontidae	*Prochilodus nigricans*
Cuiu-cuiu	Doradidae	*Pseudodoras niger*
Dourada	Pimelodidae	*Brachyplatystoma flavicans*
Jaraqui/jaraqui-escama fina/ jaraqui escama-grossa	Prochilodontidae	*Semaprochilodus insignis*, *S. taeniurus*
Jundiá	Pimelodidae	*Leiarus marmoratus*
Mapará	Hypophthalmidae	*Hypophthalmus* spp.
Matrinxã/jatuarana	Characidae	*Brycon cephalhus*, *B. melanopterus*
Pacamom/jaú	Pimelodidae	*Paulicea luetkeni*
Pacu/pacu branco/pacu manteiga	Serrasalmidae	*Mylossoma duriventre*, *M. aureum*, *Metynnis* sp.
Pescada	Scianidae	*Plagioscion* spp
Piraíba/filhote	Pimelodidae	*Brachyplatystoma filamentosum*
Pirarara	Pimelodidae	*Phractocephalus hemioliopterus*
Piramutaba	Pimelodidae	*Brachyplatystoma vaillanti*
Piranhas	Serrasalmidae	*Pygocentrus nattereri*, *Serrasalmus* spp.
Pirapitinga	Serrassalmidae	*Piaractus brachypomum*
Pirarucu	Osteoglossidae	*Arapaima gigas*
Sardinha/sardinha papuda/ sardinha comum/sardinha comprida	Characidae	*Triportheus albus*, *T. angulatus*, *T. elongatus*
Surubim	Pimelodidae	*Pseudoplastytoma fasciatum*
Tambaqui	Serrasalmidae	*Colossoma macropomum*
Tamoatá	Callichthyidae	*Hoplosternum littorale*

Tabela 12.2: Continuação.

Nome comum	Familia	Gêneros, espécies
Tucunaré	Cichlidae	*Cichla monoculus*, *C. temensis*
Traíra	Erythrinidade	*Hoplias gr. malabaricus*
Peixe cachorro	Acestrorhynchidae	*Acestrorhynchus falcatus*, *A. microlepis*, *A. falcirostris*
Peixe cachorro/ripa	Cynodontidae	*Hydrolycus scomberoides*, *Rhaphiodon gibbus*, *R. vulpinus*
Mandi	Pimelodidae	*Pimelodus blochii*
Muela/piranambú	Pimelodidae	*Pinirampus pirimanpus*
Babão	Pimelodidae	*Brachyplatystoma platynemum*

12.5 Áreas, barcos e equipamentos de pesca

A produção de peixes dos rios e lagos da Amazônia também dependem do tamanho e condições de suas planícies de inundação (Junk & Welcomme 1990, Junk 1993, Nolan et al. 2009). Rios de água-branca, como Solimões/Amazonas, Purus, Juruá e Madeira, têm planícies aluviais ricas em nutrientes e são altamente produtivos, inclusive em peixes. Todos os rios de água-branca e suas planícies de inundação são explorados durante todo o ano por barcos de pesca de Manaus (Petrere Jr. 1978b, Batista 1998). Por outro lado, rios de águas-pretas, como o Negro e o Uatumã, apresentam uma ictiofauna rica em espécies, mas a biomassa total é mais baixa (Goulding et al. 1988, Saint-Paul et al. 2000). Eles são pobres em nutrientes, com produtividade primária reduzida, mas podem formar habitats essenciais para algumas espécies de valor comercial. O jaraqui adulto habita os igapós de rios de água-preta, sendo capturado quando se reúne em cardumes para realizar migrações de desova no Rio Solimões/Amazonas (Ribeiro & Petrere Jr. 1990).

A diversidade de habitats em sistemas de rios de várzea na Amazônia é grande, onde os pescadores usam mais de 10 tipos diferentes de equipamentos e métodos de pesca (Petrere Jr. 1978b, Smith 1979, Barthem 1999b, Batista et al. 2004). Em 1976, 9,3% das capturas foi realizada com redes de cerco de praia, 34,0% com redes de emalhar, 48,6% com redes de cerco, e 7,1% das capturas foram realizadas com outros tipos de petrechos de pesca, por exemplo, arpão (principalmente para pirarucu), arco e flecha, linha comprida (principalmente para grandes bagres), tarrafa (pequenos peixes de cardume) e outros (Bayley & Petrere Jr. 1989). Dentre esses, o arrastão de praia foi usado principalmente para capturar jaraqui (63,7%), as redes de emalhar para capturar tambaqui (94,8%) e redes de cerco para capturar curimatã (21,1%), jaraqui (20,7%) e tambaqui (16,2%) (Petrere Jr. 1978b).

No período de 1994-1996, cerca de 90% do peixe foi capturado com redes de cerco, principalmente os peixes de cardume, jaraqui, curimatã, pacu e sardinha (Batista 1998). 7,9% foram capturados com redes de emalhar, principalmente tambaqui, aruanã, tucunaré, acará e pescada. Esse aumento dramático no uso de redes de cerco de 48,6% em 1976 para cerca de 90%, em 1996, foi em parte devido ao abandono do antigo arrasto de praia. Além disso, a partir de 1981, o ar-

rasto de praia também começou a substituir as redes de emalhar na pesca do tambaqui (Mérona & Bittencourt 1988).

A pesca profissional é realizada por pescadores que possuem embarcações de diversos tamanhos com caixa de gelo para conservar o pescado por vários dias ou semanas (Batista 2003, Cardoso et al. 2004, Barbosa & Batista 2008, Cardoso & Freitas 2012, Corrêa et al. 2012, Inomata & Freitas 2015). Informações sobre o número e tamanho dos barcos de pesca são contraditórias, apesar de ser controlado por autoridades portuárias (Capitania dos Portos) e por órgão ambiental IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Uma comparação dos barcos de pesca indica um aumento no número de barcos de tamanho médio (10-20 t) e grande (>20 t). Em 2000, 9% das embarcações eram de pequeno porte, 69% de médio porte e 22% de grande porte, com comprimentos variando entre 9,0 e 25,9 metros (Cardoso et al. 2004).

A maior parte da captura de peixe, que é vendida no mercado de Manaus, é proveniente do Rio Solimões (parte do Rio Amazonas a montante de Manaus) e seus afluentes. De 1976 a 1998, a participação em percentagem desse rio aumentou de 63% para 73%, com uma contribuição significativa do Rio Purus, que triplicou sua participação durante este período (Tabela 12.3). A contribuição do Rio Amazonas, a jusante de Manaus, passou de 16,7% em 1976 para 15,8% em 1995 e diminuiu

Tabela 12.3: Percentual do total de peixes desembarcados nos mercados de Manaus oriundos de afluentes e outras partes do Rio Solimões/Amazonas.

	Petrere (1982)			Batista (1998)			Pescadores Z-12		
Rios	1976	1977	1978	1994	1995	1996	1996	1997	1998
	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Alto Solimões					0,0	0,7			
Médio Solimões				17,8	12,7	13,5			
Rio Jutaí	4,7	3,6	3,8	0,3	0,2	0,2			
Rio Solimões/Japurá	37,6	38,0	38,4						
Rio Japurá				0,4	0,8	1,3			1,9
Rio Juruá	5,1	5,4	5,4	3,8	15,8	9,7			
Rio Purus	15,7	18,6	17,4	28,8	29,2	29,1	36,1	39,1	47,3
Solimões/Amazonas							21,2	34,1	23,9
Amazonas	14,0	12,5	13,1		0,1				
Baixo Rio Solimões				17,0	9,8	9,0			
Alto Rio Amazonas (AM)				8,4	15,9	8,7			
Rio Madeira	4,9	5,0	5,3	14,8	10,2	12,0	15,3	13,3	2,6
Total	18,9	17,5	18,4	40,2	35,9	29,7	15,3	13,3	2,6
Rio Negro	2,0	1,8	3,4	4,9	3,2	4,7	4,8	4,9	9,2
Rio Branco	0,0	0,1	0,1						
Desembarque total (t)	30.243	21.652	22.431	25.084	22.322	23.589	18.706	22.059	14.236

em 1998 para 0,05%, principalmente devido à redução das viagens no rio. A contribuição do Rio Madeira aumentou até 1994 para 14,8%, mas, em seguida, diminuiu acentuadamente para 2,6% em 1998. Esta queda deve-se principalmente à proibição da pesca comercial em 1996 em alguns dos afluentes, por exemplo, do Rio Canumã e do Rio Aripuanã (Ribeiro et al. 1999b). Contudo, as contribuições dos pequenos afluentes do Rio Solimões/Amazonas não foram registradas separadamente neste trabalho por serem muito baixas. A contribuição do Rio Negro aumentou de 2% em 1976 para 9,2% em 1998, principalmente por causa do aumento na captura do jaraqui (Figura 12.3). Entre 1999 e 2000, os principais pesqueiros explorados se localizavam no Rio Purus, seguidos dos pesqueiros nos Rios Solimões, Coari e Madeira (Cardoso et al. 2004). Nas últimas decadas, tem havido uma tendência para aumentar a distância das viagens de pesca. Viagens de até 500 km de distância de Manaus diminuíram de 73,1% em 1994 para 51,5% em 1996 (Batista 1998). A distância percorrida pelos barcos da frota de Manaus mais do que duplicou, alcançando até 3.700 km, pescando nos trechos superiores dos Rios Juruá, Japurá e Javari (Isaac & Barthem et al. 1995).

12.6 Produção da pesca e potencial pesqueiro na Bacia Amazônica

Há diferentes estimativas sobre a captura e potencial de pesca na Bacia Amazônica. Ao considerar as estatísticas da pesca de Belém e Manaus, assumindo um consumo diário médio de 200 g de peixes por pessoa, e uma captura de 75.000 t/ano estima-se um potencial de consumo de 100.000 t/ano (Varoli 1969). Por outro lado, com um consumo anual de 65.000 t/ano estima-se, sem dar detalhes, um potencial de pesca de 130.000 t/ano (Azevedo 1970). Baseado em uma produção anual de 133 kg/ha/ano da pesca do Rio Mogi-Iguaçu, no Estado de São Paulo, é possível estimar para a Amazônia uma produção de 200 kg/ha/ano (Azevedo 1970), ao considerar uma área produtiva de 3.165.000 ha com um potencial de pesca de 63.000 t/ano (Azevedo 1970).

Considerando as regiões Média e Alta da Bacia Amazônica, em 1976, foi estimada uma captura anual de 85.200 t/ano e um potencial de pesca variando de 125.000 a 217.000 t/ano (Bayley 1981). Para 1980, foi estimada uma produção da pesca de 198.650 t/ano para toda a bacia (Bayley & Petrere Jr. 1989). Neste mesmo trabalho, e considerando um rendimento bastante conservador de 50 kg/ha/ano, os autores estimaram um potencial de rendimento de cerca de 900.000 t/ano, ainda para toda a Bacia Amazônica. Estudos no Lago Camaleão, lago de várzea no Rio Solimões/Amazonas, próximo a Manaus, indicam uma produção de peixes de 2,8 t/ha/ano, estimando que cerca de um terço corresponderia a peixes maiores do que 25 cm (Bayley 1983), resultando em uma produção pesqueira potencial de cerca de 1,8 t/ha/ano de peixe comestível. Para o Baixo Rio Tocantins, a jusante da barragem de Tucuruí, foi calculada uma produção da pesca de 140 kg/ha/ano, e de 107 kg/ha/ano no reservatório (Mérona 1985). Segundo estas cifras, a produção natural dos recursos pesqueiros como um todo poderia ser mais bem aproveitada, porém com cuidados especiais em relação às espécies de maior interesse comercial, já muito exploradas (Batista et al. 2004).

Todos os autores, no entanto, salientam que essas estimativas devem ser consideradas com reserva, porque as estatísticas disponíveis não são completas e sofrem sérios problemas metodológicos. Além disso, o potencial teórico de pesca não corresponde à realidade da pesca na região. Não há meios de alcançar um esforço de pesca ideal em um sistema tão grande e complexo, como o da planície de inundação do Rio Solimões/Amazonas e em uma pescaria tipicamente multiespecífica. As considerações econômicas e exigências do mercado fazem a exploração da pescaria potencial teórica irrealista. As estimativas de Bayley (1981) e Bayley & Petrere Jr. (1989) sugerem que o potencial de pesca no grande sistema rios-várzeas amazônico na década de 1980 se encontrava em estado de subexplorado. Porém, o aumento da pesca decorrente do crescimento demográfico e econômico (Bayley & Petrere Jr. 1989, Isaac et al. 2008) tem, ao longo do tempo, deixado alguns peixes de valor comercial em condições de sobrepesca. O pirarucu foi explorado durante todo o período colonial como um substituto para o bacalhau salgado. Os registros mostram um fornecimento estável de Manaus e Belém de 1885 a 1920, com patamares superiores a 1.000 t/ano (Fontenele 1948). As quantidades e o tamanho médio das espécies capturadas foram fortemente reduzidos já em décadas passadas. Por causa dessa situação, desde 1975 o pirarucu entrou para o Apêndice II da CITES, que lista espécies que não necessariamente estão sujeitas a extinção, mas que podem vir a se tornar extintas (Viana et al. 2007). A partir dessa situação, foi implementado com bastante sucesso o Manejo Participativo de Pirarucu na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (Queiroz 2000, Viana et al. 2007). Além do pirarucu, os grandes bagres pimelodídeos (piramutaba, dourada, surubim, caparari, etc.) são capturados ao longo de todo o curso do Rio Solimões/Amazonas, principalmente para o mercado frigorífico. Atualmente, esta atividade encontra-se em declínio (Ruffino & Isaac 1999, Alonso & Pirker 2005, Freitas et al. 2007).

Na década de 1970, o tambaqui era o peixe de maior importância comercial, sendo responsável por mais de 50% da captura total de peixes desembarcados no mercado de Manaus (Figura 12.3). Atualmente, adultos de grande porte (mais de 70 cm) são raros na maior parte da Amazônia, e a maioria dos peixes comercializados são subdimensionados (Goulding et al. 1996). O esforço de pesca não foi reduzido, embora as capturas já estivessem baixas desde 1985. Recentemente, a aplicação do modelo de rendimento por recruta aos dados obtidos da pesca na Amazônia Central evidenciou sobrepesca de tambaqui (Campos et al. 2015). Os autores recomendaram uma redução do tamanho de captura como estratégia para recuperação dos estoques. Informações sobre os estoques de outros peixes de importância comercial são contraditórias, por exemplo, sobre os jaraquis e curimatãs (Batista 1998, Vieira 2003, Freitas et al. 2007, Catarino et al. 2014). Porém, a diminuição dos desembarques de pescado no mercado de Manaus pode ser indício de uma sobre-exploração dos estoques de várias espécies.

Esses estudos, no entanto, levantam a questão sobre o valor da avaliação clássica dos estoques pesqueiros nas grandes planícies alagáveis. Esse questionamento ocorre porque é muito difícil identificar as unidades de estoque.

Isso se deve ao contínuo intercâmbio existente entre o curso principal do rio e a planície aluvial adjacente, com a correnteza transportando informações genéticas, através da deriva de ovos e larvas rio abaixo, penetrando em áreas alagáveis no início das inundações (Araújo-Lima & Oliveira 1998). Também, deve ser considerado o sentido inverso, pela migração ativa das espécies, entrada e saída dos peixes nas áreas alagáveis (Junk et al. 2000b). Populações de peixes residentes em determinados lagos podem, portanto, estar em permanente intercâmbio genético com outras populações através de alguns exemplares. No entanto, do ponto de vista da pesca, eles devem ser tratados como populações separadas, podendo não ser afetados pela exploração excessiva das populações em outras partes do sistema rio-planície de inundação. Peixes migradores, como os jaraquis, fazem migração ativa rio acima para compensar a deriva de ovos e larvas rio abaixo (Ribeiro & Petrere Jr. 1990). Então, devem ser considerados como um estoque do ponto de vista da pesca, isso porque a pesca em uma parte do sistema pode influenciar diretamente as populações de outras regiões.

Os esforços para mitigar impactos da pesca nos peixes, em grande parte, têm sido centralizados na implementação de regulamentos, dos quais, as medidas mais comuns são: Definir tamanho mínimo de captura dos peixes, definir tamanho mínimo de malha, estabelecer as épocas de defeso, proibir petrechos e métodos de pesca. O tamanho mínimo de captura para várias espécies e regulado, por exemplo, para o pirarucu (150 cm), surubim (80 cm), curimatã (25 cm), tambaqui (55 cm), e tucunaré (25 cm), entre outros (www.pescamadora.com.br). Além disso, a pesca é proibida durante o período de migração reprodutiva de peixes como o tambaqui (período de defeso de 01 de outubro a 31 de março), pirapitinga, maparás, sardinhas, pacus, aruanã, matrinxã (período de defeso de 15 de novembro a 15 de março). Na pesca industrial da piramutaba, há também restrições sobre o número de barcos e tipo de malha utilizada nas pescarias. Apesar da existência destas restrições, o ponto crítico para sua aplicação é a fiscalização, sendo que a maioria destas normas não é respeitada.

Por exemplo, em 05 de outubro de 2015 foi assinada a Portaria n° 192 pelos Ministérios da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e do Meio Ambiente (MMA) que suspende portarias ou instruções normativas que dizem respeito a proibição da pesca de determinadas espécies de peixes em várias bacias hidrográficas do país, incluindo a do Rio Amazonas. A decisão vale por 120 dias, prorrogáveis por mais 120 dias para o recadastramento dos pescadores artesanais e a revisão dos períodos de defeso. O Seguro-Defeso coincide com o período das piracemas e desovas, e tem sido uma das poucas medidas que o governo possui para conservar os recursos pesqueiros. A suspenção do pagamento do benefício seguro-defeso aos trabalhadores da pesca com registro afeta milhares de famílias no Amazonas, que receiam a invasão dos lagos, igarapés e rios manejados. A medida deverá favorecer a retirada generalizada do pescado, já que nenhum pescador vai ficar de braços cruzados depois que perder o Seguro-Defeso. Isso tem sido motivo de preocupação, especialmente com relação aos impactos que a região pode sofrer, gerando futuro problema para o abastecimento do pescado.

12.7 Pesca de peixes ornamentais

Há cerca de 70 anos existe a pesca de peixes ornamentais na Amazônia. As várzeas contribuem pouco para esta atividade, que acontece principalmente nos afluentes do Rio Negro. No pico das atividades, que ocorreu no final do século passado e no começo deste século, foram exportados em anos de boas safras, tais como em 1999 e 2005, cerca de 36 milhões de exemplares, principalmente para a Europa, EUA e Japão (Prang 1996, Anjos et al. 2009, Junk et al. 2007). Entre 65-85% dos peixes negociados eram cardinais tetra (*Paracheirodon axelrodi*), capturados no médio Rio Negro e exportados de Barcelos. Chao (1993) estimava que cerca de 6.000 pessoas ao longo do Médio Rio Negro, uma área de baixa densidade populacional, eram envolvidas na captura e no transporte de peixes ornamentais. Em uma análise crítica, Junk et al. (2007) defenderam esta atividade como muito importante para a preservação dos habitats naturais dos peixes ornamentais, e de outros animais vivendo na área.

Poucos anos depois da publicação desse estudo, a criação do cardinal tetra em cativeiro na Ásia resultou em um declínio da pesca desta espécie na região de Barcelos. Em 2015, o número total de peixes ornamentais exportados de Manaus foi reduzido a apenas 5 milhões de exemplares (Anjos et al. 2009, Moraes et al. 2010, Tribuzy-Neto 2016). A perda de renda dos coletores resultou no abandono da atividade, inclusive da proteção dos igarapés. Hoje, por exemplo, o Igarapé do Mamulé, tributário do Rio Unini da Bacia do Rio Negro, que era frequentado pelos coletores de peixes ornamentais, tem grande parte de suas áreas desmatadas, apesar do fato de que os solos são extremamente pobres em nutrientes e não servem para a agropecuária.

12.8 Pesca esportiva

A pesca esportiva é uma atividade de lazer importante que gera recursos e vem se desenvolvendo cada vez mais ao longo dos últimos 20 anos (Freire et al. 2016). De acordo com Amazonastur (Empresa Estadual de Turismo do Amazonas), o número de turistas de pesca esportiva no Estado de Amazonas, em 2011, atingiu 7.293 pessoas. Em 2013/2014, foram registrados 33 operadores de barcos que concentraram as suas atividades nos afluentes do Rio Negro (ISA 2013). Por falta de infraestrutura em terra, as viagens são realizadas com jatos de luxo, o que cria uma atividade muito lucrativa, estimando-se o gasto médio por pessoa em 3.000 US$ por semana. O peixe mais pescado é o tucunaré (*Cichla* spp.) sendo que cerca de 11% dos pescadores são estrangeiros. Segundo os pescadores locais, a falta de planejamento resulta na redução dos estoques e do tamanho dos peixes capturados, assim como em conflitos com a população local por causa da entrada de pescadores em áreas de proteção. Desde 2009, o IBAMA começou a trabalhar com a controle da pesca esportiva e a elaboração de regulamentos em cinco tributários (Crepaldi & Machado 2010). Na maioria dos casos, a pesca esportiva não inclui a população ribeirinha nas suas atividades e no seu lucro, o que pode resultar em rejeição desta atividade e, portanto, em conflitos sociais.

12.9 Piscicultura

A piscicultura não tinha tradição na região amazônica, porque a atividade foi historicamente vista como desnecessária

por causa da abundância e diversidade do recurso pesqueiro. Peixes, tartaruga e peixe-boi eram armazenados vivos em cercas ou pequenos tanques por curtos períodos de tempo (Acuña 1865). Experiências de cultivo de peixes começaram em 1920 por von Ihering Rudolpho e continuaram com Pedro de Azevedo no Nordeste do Brasil (Ihering & Azevedo 1934, 1936). No Amazonas, um Programa de Desenvolvimento da Piscicultura foi implantado na década de 1980. Desde então, a atividade cresceu e vem se consolidando em todos os estados da região norte. O INPA, em Manaus, iniciou as primeiras experiências em 1976 (Werder & Saint-Paul 1978, Resende et al. 1985, Graef et al. 1987, Val & Honczaryk 1995), sendo selecionadas de doze a dezoito espécies consideradas potencialmente viáveis para piscicultura (Graef 1995). Os peixes nativos mais cultivados são o tambaqui (74,68%), matrinxã (44,86%) e pirarucu (24,31%) (IPAAM 2007, Oliveira et al. 2012). As percentagens, porém, variam entre as regiões. Também existe criação de peixes exóticos tais como a carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápia do Nilo (*Oreochromus niloticus*).

A atividade, que era considerada desnecessária, passou a constituir a principal estratégia para aumentar a oferta de pescado na região. Outros motivos que também impulsionaram o desenvolvimento de tecnologias que pudessem suprir as necessidades do setor foram: Aumento da demanda de pescado, diminuição das capturas de espécies de alto valor comercial e aumento de preços. Assim, na década de 1990 a piscicultura conseguiu dar um salto impulsionada pela implementação de projetos de grande porte.

Os dados sobre a produção da piscicultura são em parte contraditórios. O Estado do Amazonas, em 2014, permaneceu na sétima posição entre os produtores da região Norte com despesca de 22.530 t (IBGE 2014). A SEPROR estima que a área alagada para cultivo na região alcance 2.000 ha (Lima et al. 2015). Esse valor é bem maior que a produção de 9.840 t relatada para 2009, que está associada à existência de aproximadamente 2.980 piscicultores familiares, distribuídos em todos os municípios do estado (Moraes et al. 2010). No ano de 2018, o Instituto de Desenvolvimento Agropecuário Florestal Sustentável do Estado do Amazonas, estimou um total de 4.000 produtores rurais atuando em piscicultura no Amazonas, com uma produção de 15.456 t (IDAM 2019) (http://www.idam.am.gov.br/setor-de-piscicultura-reune-cerca-de-4-mil-produtores-no-amazonas/). Este valor e bem inferior a aquele indicado pelo IBGE (2014).

A maioria dos piscicultores cultivam os peixes em viveiros de barragens (75%) e tanques escavados (15%), seguidos de outros tipos de sistemas como tanque-rede e canal de igarapé (10%) (IPAAM 2007, Oliveira et al. 2012, Lima et al. 2015). Dentre esses sistemas, bons resultados têm sido obtidos em viveiros escavados (Cavero et al. 2009), que têm produtividade média de aproximadamente 7 t/ha (Lima et al. 2015). O tambaqui pode chegar a 18 t/ha (Izel et al. 2013). Os peixes cultivados são atualmente comercializados nas feiras e supermercados de Manaus. Os municípios que possuem o maior número de criadores são Manaus, Rio Preto da Eva, Careiro, Presidente Figueiredo, Iranduba e Coari.

Embora crescente, a atividade ainda carece de maior atenção (Oliveira et al. 2012). Um dos problemas é a necessidade de adequação aos tipos de ecos-

sistemas aquáticos, assumindo diversos recortes, inclusive o da conservação da biodiversidade aquática. Outros aspectos limitantes para o desenvolvimento da atividade são: Insuficiente assistência técnica, alto custo de produção, cadeia produtiva desorganizada, escassez de pesquisa e dificuldade de acesso ao crédito (Oliveira et al. 2012, Lima et al. 2015). Parte desse cenário tende a mudar com os investimentos recentes no estado para apoiar a piscicultura (https://www.acritica.com/channels/cotidiano/news/estado-do-am-importa-58-do-pescado-que-consome-por-ano-aponta-sepa).

Na verdade, pode-se alegar que peixes alvos da pesca e comercializados na região não deveriam ser criados em cativeiro, pois não seria economicamente viável. No entanto, muitas das unidades populacionais desses peixes, por exemplo, alguns bagres, tambaqui, jaraqui e pirarucu, já estão em perigo ou em condições de sobre-exploração em algumas áreas da região. Isso leva à redução da oferta e, consequentemente, o alcance de altos preços no mercado. Além disso, os desembarques do pescado são altamente sazonais, o que resulta em períodos de escassez. Existe também a dificuldade de escoamento do peixe capturado nas áreas de grande produção, como ao longo de rios de águas-brancas, que em geral estão distantes de áreas urbanas próximas às novas estradas. Na verdade, a produção de pescado é uma grande oportunidade, pode produzir proteína nobre e gerar milhares de postos de emprego e renda. Entretanto, é necessário fazê-la de forma sustentável, aproveitando o vasto território de águas da região. A Amazônia tem condições de ser um dos maiores produtores de pescado cultivado no mundo. Um esforço de atingir esta tarefa é a Estratégia Pan-Amazônia para estimular a criação de peixes e o melhor manejo dos estoques pesqueiros naturais, no âmbito do *Earth Inovation Institute* (2019).

12.10 Discussão

A pesca é uma atividade econômica muito importante na Amazônia. Segundo dados do Registro Geral da Atividade Pesqueira (RGP) do MPA (2015), estão registrados e ativos cerca de 384.018 pescadores nas associações de pescadores dos estados do Acre, Amazonas, Rondônia, Amapá e Pará, com maior contingente de pescadores nos Estados do Pará (242.351, incluindo águas costeiras e interiores), Amazonas (94.374) e Amapá (17.766). Nesse contexto, estratégias de manejo pesqueiro devem levar em contar a importância social da atividade, como geradora de emprego e renda para uma parcela significativa da população economicamente ativa das regiões. Além do mais, a redução dos desembarques de várias espécies de peixes associada a crescente demanda de pescado pela população requer ações para uma adequada gestão do recurso.

A base para uma gestão eficiente das populações de peixes está em uma boa coleta de dados de desembarque e esforço de pesca, com perspectiva de longo prazo. Porém, esta base não existe, porque a coleta de dados é realizada por diferentes órgãos ou cientistas com métodos diferentes e sem a necessária continuidade. Dadas suas características, esta atividade deve ser uma tarefa de governo e deve existir uma agência/instituição governamental com apoio financeiro suficiente para assumir esta tarefa, contando com a assistência de instituições de pesquisa e universidades.

As águas interiores pertencem ao

governo, mas o peixe é um recurso que pode ser usado por todos. Nos últimos anos, cresceu o número de ribeirinhos mudando da pesca de subsistência para pesca comercial. Isso tem aumentado a frequência e abrangência de conflitos entre pescadores profissionais, e também tem sido registrado o aumento do número de lagos de várzea com restrição de acesso aos pescadores profissionais. Essas áreas também são gerenciadas pelos moradores, tais como a RDS Mamirauá, Lago de Tefé, Lago Uarini, Lago Alvarães e muitos outros. Portanto, são necessários acordos de uso dos recursos que sejam aceitáveis por todas as partes interessadas, e isso favoreceu a implementação do manejo pesqueiro comunitário (Capítulo 13) em contraponto ao convencional, centralizado no estado. Considerando sua importância socioeconômica, seria esperado que o governo priorizasse a gestão e o desenvolvimento da pesca interior. Isto, no entanto, não acontece o que resulta em sérios déficits estruturais e normativos, que vêm ocorrendo ao longo do tempo em vários setores da pesca, inclusive em função da falta de informação. Por exemplo, em 2011, cientistas do INPA denunciaram a matança dos botos (tucuxi *Sotalia fluviatilis* e boto-vermelho *Inia geoffrensis*), que são protegidos pela lei e de grande valor emblemático na cultura tradicional amazonense (Brum 2011). A caça de botos é terminantemente ilegal. A matança do mamífero ocorre principalmente porque a carne e carcaça são utilizadas na pesca do bagre piracatinga (*Calophysus macropterus*). O peixe é apreciado na culinária colombiana e sua aceitação cresceu no mercado brasileiro. Isso incentivou os donos de alguns frigoríficos a comprarem a piracatinga por um preço baixo, e venderem os filés por preços elevados com nome diferente, frequentemente denominado de douradinha.

A legislação pesqueira não corresponde às necessidades reais do recurso na região (Junk 1984b, Isaac & Barthem 1995), embora tenham sido adotadas algumas medidas restritivas ou proibitivas de captura do pescado. Exemplos de tais medidas são: (a) Limitação do acesso a determinadas áreas, (b) proibição de certos equipamentos de pesca, (c) a determinação do tamanho de malha em diferentes tipos de redes, (d) tamanho mínimo de pesca para algumas espécies, (e) proibição de pesca durante determinados períodos, (f) o controle do esforço por quotas e de licenças para barcos de pesca e (g) estabelecimento de áreas protegidas (Bayley 1981, Bayley & Petrere Jr. 1989, Ribeiro & Petrere Jr. 1990, Petrere Jr. 1992, Barthem et al. 1995). Porém, a legislação tem de ser adaptada ao novo estado do conhecimento científico sobre a biologia dos peixes e da pesca nas diferentes sub-regiões da Bacia Amazônica, às novas exigências do mercado e aos novos conceitos de gestão sustentável das várzeas. Algumas normas não são seguidas porque elas não correspondem à realidade da pesca. Além disso, o controle no cumprimento dos regulamentos em uma área tão vasta é muito difícil. Por isso, é necessária uma estreita cooperação com a população local para facilitar a aceitação dos regulamentos, assim como a elaboração de estratégias de manejo.

Considerando o menor valor da produção pesqueira potencial estimada por Petrere Jr. et al. (1992) de 425.000 t/ano, as capturas atuais indicam uma considerável subexploração dos estoques. Porém, os peixes mais visados economicamente tanto no mercado ex-

terno como no interno (p. ex., tambaqui, piramutaba, dourada), encontram-se em regime de sobre-exploração ou de completa exploração. Preocupados com a situação dos estoques Bayley & Petrere Jr. (1989) recomendaram uma mistura de opções de manejo: Pesca de alto rendimento perto de centros urbanos, pesca rotativa em áreas mais distantes dos centros e total proteção em áreas protegidas em localidades remotas.

Barthem et al. (1997) também propõem um manejo compatível com as características ecológicas das espécies alvo, em especial os movimentos migratórios. Segundo Junk (1984b) e Bayley & Petrere Jr. (1989) os peixes da Amazônia podem ser classificados em duas categorias: i) Peixes que realizam extensas migrações para atingir as áreas de desova, bem como migrações de alimentação ocasionais entre a planície de inundação, o canal do rio e afluentes no início e durante a subida do nível da água (p. ex., piramutaba, dourada, tambaqui, curimatã e jaraqui); ii) peixes mais sedentários, com movimentos restritos em áreas dentro da planície de inundação. Por exemplo, lagos de várzea e florestas periodicamente inundadas adjacentes e as comunidades de plantas herbáceas da zona de transição aquática-terrestre (p. ex., tucunaré, acará-açu, aruanã, pirarucu, pescada, acari bodó e piranha). Por razões de gestão, Barthem & Petrere Jr. (1995) e Barthem & Goulding (1997) sugerem que a piramutaba e dourada, que fazem grandes migrações do estuário até as cabeceiras do Rio Amazonas, sejam incluídas em uma terceira categoria, uma vez que são fortemente exploradas por uma pesca industrial, centralizada em Belém. Assim, o manejo dos migradores tem que considerar tais movimentos como parte do ciclo de vida e, assim, estabelecer as estratégias de pesca que não impeçam ou restrinjam estes movimentos. A ausência de fiscalização torna o fechamento da pesca na época de reprodução, defeso, ineficiente à conservação dos estoques, conforme relatado por Corrêa et al. (2014) ao analisar os dados de desembarque no município de Coari, no Médio Solimões. Para os sedentários, que habitualmente se encontram nos lagos ou nas áreas alagadas (p. ex., tucunaré, pescada, pirarucu, acarás, acaris e cascudos), o manejo tem que minimizar os conflitos existentes entre os pescadores comerciais e de subsistência, dada a importância alimentar deste recurso nessas comunidades (Freitas & Rivas 2006).

O fato de que apenas 10 grupos de espécies representarem em torno de 80% do pescado vendido no mercado em Manaus, mostra a alta seletividade da pesca. Algumas das espécies já estão em estado de sobrepesca em certas regiões e outras em perigo de sobrepesca. Isso mostra a necessidade de ampliar a oferta no mercado porque ainda existe um potencial não explorado de espécies de peixes pequenos, ainda pouco comercializados. Essa utilização racional poderia trazer contribuições ao desenvolvimento socioeconômico da região.

Capítulo 13

David Gibbs McGrath, Caroline Arantes,
Antonia Socorro Pena da Gama,
Leandro Castello, Oriana Trindade de Almeida,
Priscila Saikoski Miorando & Juarez Pezutti

Manejo comunitário da pesca no Baixo Amazonas, Estado do Pará

13.1 Introdução

Na década de 1980, comunidades em toda a extensão da várzea amazônica começaram a tomar controle dos lagos e negociar acordos de pesca (Hartmann 1989, Piñedo-Vasquez et al. 1992, Lima 1999, McGrath 1993, Crampton et al. 2004). A ascensão do manejo comunitário foi uma resposta à intensificação da pesca comercial, resultado de mudanças tecnológicas na pesca e do crescimento da demanda por pescado amazônico dos mercados urbanos e de exportação (Smith 1985, Goulding 1983a). Estes movimentos, chamados de "Preservação dos Lagos" no Estado do Amazonas e dos "Acordos de Pesca" no Baixo Amazonas Paraense, se desenvolveram em resposta às ameaças a pesca local (Chapman 1989, CPT 1992, McGrath et al. 1993). Eles desafiaram o modelo vigente de gestão centralizada no governo no qual a política pesqueira brasileira estava baseada (Hall 1997). Ao longo da década de 1990, o IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis), o órgão federal responsável pela gestão pesqueira, colaborou com ONGs locais, organizações regionais de pescadores e doadores internacionais para desenvolver uma política e estrutura institucional de co-manejo pesqueiro, incluindo critérios e procedimentos para o reconhecimento legal dos acordos de pesca comunitária (IBAMA 1995, McGrath et al. 2008).

Por meio deste processo, o manejo comunitário evoluiu dos acordos informais, sem validade legal, para um dos componentes básicos de uma nova política de cogestão pesqueira. O desenvolvimento de políticas de manejo comunitário seguiu dois caminhos divergentes. Enquanto no Estado do Amazonas o manejo comunitário da pesca foi desenvolvido no contexto da política estadual de conservação, no Pará os acordos de pesca foram integrados na política de assentamentos voltada para as comunidades tradicionais (McGrath et al. 2015). Em um processo paralelo, cientistas e pescadores de pirarucu da Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Mamirauá desenvolveram um sistema de manejo para o pirarucu, que fortalece significativamente a capacidade técnica e organizacional do manejo pesqueiro comunitário (Castello et al. 2009, McGrath & Castello 2015).

As comunidades da várzea ampliaram o uso de acordos coletivos para outros recursos e habitats, incluindo a criação de gado nos campos naturais de várzea, a conservação de praias de desova (chamados "tabuleiros") de quelônios (*Podecnemis* spp.), o reflorestamento das margens de lagos e o plantio de capins flutuantes para alimentar gado e proteger as casas durante a cheia (McGrath et al. 2008). O desenvolvimento e proliferação de iniciativas de manejo comunitário envolveram colaborações bastante produtivas entre pescadores, suas comunidades, ONGs locais, cientistas e órgãos governamentais de gestão ambiental. O Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea (ProVárzea/Ibama) do PPG-7 integrou esses grupos no seu programa para o desenvolvimento e implementação de políticas e arranjos institucionais de comanejo pesqueiro na Amazônia brasileira (IBAMA 2001a).

Apesar do apoio do ProVárzea, o desenvolvimento do manejo pesqueiro comunitário tem encontrado diversos obstáculos, incluindo políticas governamentais ineficazes e a partir de 2006 a reestruturação dos setores governamentais de pesca e aquicultura (McGrath et al. 2015). Atualmente (2017), não existe ao nível federal uma política ou estrutura institucional para a gestão da pesca na Amazônia, e o grau de apoio às políticas de comanejo pesqueiro varia significativamente entre os estados amazônicos (Carta de Santarém 2015). Enquanto o governo do Amazonas tem apoiado o manejo comunitário nas unidades de conservação estaduais, o governo do Pará nunca implementou a política de comanejo prevista na legislação pesqueira de 2005 (Pará 2005). Da mesma forma, enquanto o manejo comunitário tem demonstrado grande potencial como base para o desenvolvimento sustentável da pesca, com duas importantes exceções, Amazonas e Acre, os estados da Amazônia e o governo federal têm feito muito pouco para aproveitar esse potencial.

Neste capítulo descrevemos o desenvolvimento do manejo comunitário de pesca e das políticas de comanejo pesqueiro implementadas na Amazônia brasileira com foco na região do Baixo Amazonas Paraense. O capítulo está organizado em sete partes: 1) A ecologia humana da várzea, 2) a pesca nas comunidades de várzea, 3) os sistemas tradicionais de manejo comunitário, 4) o desenvolvimento de políticas de comanejo pesqueiro, 5) o sistema de manejo do pirarucu (*Arapaima gigas*) e a ampliação do manejo comunitário para incluir outros recursos da várzea, 6) a viabilidade do manejo comunitário, e 7) considerações finais sobre o futuro do manejo comunitário da pesca na Amazônia brasileira.

13.2 A ecologia humana do manejo de recursos na várzea

O manejo comunitário da pesca nos lagos de várzea surgiu a partir dos arranjos fundiários tradicionais, das práticas de uso da terra e dos recursos naturais, e das características da paisagem de várzea em que foram desenvolvidos. A planície de inundação do Rio Amazonas, conhecida como várzea na Amazônia, varia ao longo de toda a sua extensão (Barthem & Goulding 2007). Portanto, as descrições de paisagens de várzea devem se referir a segmentos específicos do rio. No Baixo Amazonas[1]

1 O Baixo Amazonas se refere a área ao longo do Rio Amazonas do limite entre os Estados do Amazonas e Pará ao Oeste e a Foz do Rio Xingu a Leste.

as características predominantes são a presença de grandes lagos rasos, e uma cobertura vegetal composta principalmente de campos naturais sazonalmente inundados, com apenas 10% de cobertura florestal (Melack et al. 2003).

Do ponto de vista do manejo dos recursos naturais, a paisagem da várzea é composta de quatro elementos principais: O rio e seus canais principais, as restingas (florestas), a zona mais alta da várzea que margeia o rio, lagos permanentes no interor da várzea e os campos naturais que ocupam a zona de transição entre os lagos e as restingas (Figura 13.1). Na realidade, os lagos da várzea constituem redes de lagos que variam em tamanho e em permanência anual. Estes sistemas de lagos podem cobrir centenas de quilômetros quadrados e apresentam uma variabilidade espacial considerável quanto as suas características físicas, seus habitats e a abundância de seus recursos vegetais e animais.

As famílias utilizam estratégias econômicas diversificadas para explorar os recursos dessas diferentes zonas (Denevan 1984, Junk 1989b, Junk et al. 2000). As comunidades estão localizadas nas restingas e a maioria das atividades agrícolas está concentrada nessa zona. Famílias pastam o gado nos campos naturais e pescam a maior parte do ano nos lagos e em algumas épocas do ano no rio. As posses de várzea são definidas em termos de metros de frente e se estendem até os lagos e canais do interior da várzea, o que permite que cada família tenha acesso ao rio e as principais zonas ecológicas da várzea (McGrath et al. 2008).

No Baixo Amazonas as comunidades da várzea reconhecem um gradiente nos direitos de propriedade, do individual ao coletivo, à medida que se avança da restinga para os lagos no interior da várzea (Figura 13.2) (McGrath et al 2008). As áreas de restinga são consideradas propriedade individual e os seus limites laterais são cercados. Nos campos naturais os direitos de propriedade são mais fluidos. Os limites laterais, apesar de reconhecidos, raramente são cercados e o gado circula livremente entre as propriedades. Os lagos são considerados como propriedade de uso comum e os direitos individuais não são reconhecidos. Portanto, existem duas áreas principais de uso comum que se sobrepõem durante boa parte do ano – os campos naturais e os lagos. Os direitos de propriedade tradicionais associados a estes dois habitats

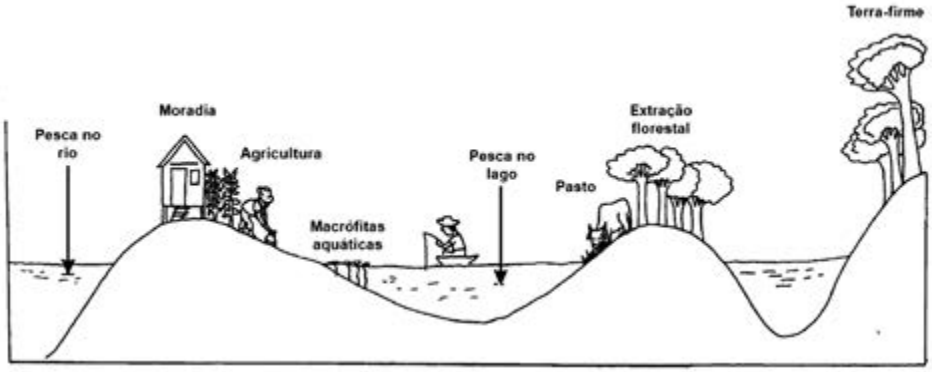


Figura 13.1: Transecto da paisagem da várzea do Baixo Amazonas.

tiveram uma influência significativa na evolução dos sistemas de comanejo (Benatti 2005, McGrath et al. 2007).

A dinâmica fundamental do ecossistema de várzea é captada no conceito do pulso de inundação (Junk et al. 1989). A subida e descida do nível do rio cria quatro fases: A seca entre outubro e novembro, quando o rio está no nível mais baixo, a enchente entre dezembro e março, quando o rio está subindo, a cheia de abril a junho, e a vazante de julho até setembro (Capítulo 3). A distribuição da chuva coincide aproximadamente com as fases do rio, criando duas estações: O inverno, período chuvoso que coincide com a enchente e cheia, e o verão de chuva baixa que coincide com a vazante e seca (Figura 13.3).

As espécies da várzea desenvolveram estratégias alimentares e reprodutivas que se beneficiam da alternância sazonal das fases terrestre e aquática. Muitas espécies de árvores frutificam na época da cheia e as comunidades de macrófitas aquáticas se expandem sobre a superfície dos lagos à medida que o nível da água aumenta. Da mesma forma, muitos peixes desovam no rio neste período, o que permite que suas larvas sejam arrastadas pelas águas para dentro dos lagos que servem como berçário para muitos peixes comerciais importantes (Castello 2008, Goulding 1988). Peixes e outros vertebrados também acompanham a expansão da água que adentra as florestas na cheia, para se alimentarem de frutos e sementes (Fernandez 1997). Durante a época seca tartarugas e muitas espécies de pássaros nidificam nas praias emergentes (Pignati et al. 2013).

Figura 13.2: Principais zonas de direitos de propriedade na várzea do Baixo Amazonas.

As estratégias de manejo dos varjeiros[2] aproveitam estas variações espaciais e temporais na disponibilidade de recursos (Winklerprins & McGrath 2000). A maior parte da atividade agrícola ocorre nas restingas durante a seca. A primeira colheita ocorre em outubro e a segunda em março, quando as águas começam a inundar as restingas. É também durante a estação seca que as famílias levam seu gado para pastar nos campos da várzea. Quando as águas começam a inundar os campos, em março/abril, o gado é transferido para as marombas (currais flutuantes) ou para a terra-firme, onde permanecem até julho/agosto quando o ciclo anual começa novamente. A pesca ocorre nos lagos de várzea o ano todo (Figura 13.3). Já a pesca no rio é mais importante durante a vazante quando cardumes de peixes migram rio acima. Nesse período, à medida em que o nível da água diminui, as populações de peixes que permanecem na várzea estão concentradas em corpos de água cada vez menores, aumentando a produtividade da pesca.

2 Nome que usa tradicionalmente no Baixo Amazonas para pessoas que moram na várzea.

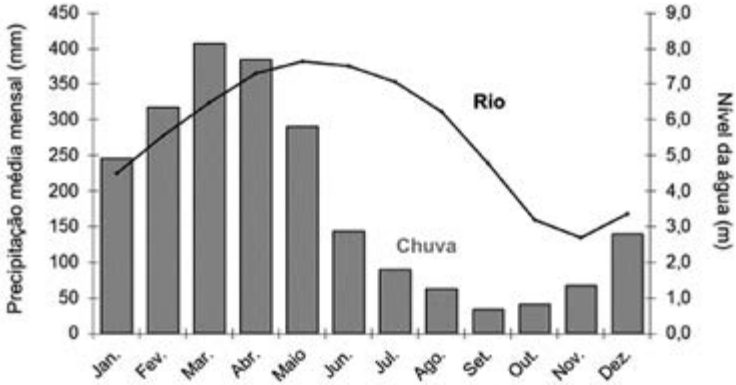


Figure 13.3: Variação sazonal no nível do rio e na precipitação, Santarém, Pará.

13.3 Pesca familiar em comunidades de várzea[3]

A principal unidade de pesca na região do Baixo Amazonas, tanto de subsistência como comercial, é a canoa com um ou dois pescadores e os seus apetrechos (Smith 1979, Almeida et al. 2001). Embora a rabeta[4] é utilizada cada vez mais, muitos pescadores continuam remando e velejando entre suas casas e os locais de pesca. Pescadores realizam viagens de pesca diárias e armazenam o seu pescado em caixas de isopor com gelo. O que não é consumido pela família é vendido para compradores locais ou transportado para o mercado.

A pesca no Baixo Amazonas é tipicamente multi-específica (Smith 1979, McGrath et al. 1998, Ruffino 2005). Normalmente são utilizados por volta de dez tipos diferentes de apetrechos de pesca ao longo do ano, com apenas três tipos, a malhadeira, a tarrafa e a vara de pesca (chamado caniço) com anzol, responsáveis por 90% da captura em muitas comunidades (Figura 13.4). Outros apetrechos utilizados incluem o arpão, usado para a captura de espécies maiores como o pirarucu (*Arapaima gigas*), o espinhel e o arco e flecha. A grande variedade de apetrechos reflete a seletividade das estratégias de pesca e permite aos pescadores explorarem espécies individuais na grande diversidade de microambientes disponíveis ao longo do ano.

A captura por viagem de pesca é altamente variável, oscilando na localidade de Ituqui de zero à 150 kg. No entanto, a captura média diária por pescador foi apenas 6,5 kg. A captura média mensal por pescador foi de 244 kg para um total anual de 2.927 kg. Deste total, cerca de 630 kg, ou 20%, foi consumido pelas famílias e os 2.300 kg restantes foram comercializados. A captura anual de pescado na região foi composta de cerca de 40 espécies ou grupos de espécies. Entretanto, somente uma pequena proporção desta diversidade teve uma contribuição expressiva no total capturado. Quatro espécies contribuíram 50% do total e 13 espécies 90%, um padrão consistente com os desembarques comerciais em Santarém (Almeida 2006, Barthem & Goulding 2007, Batista & Isaac 2012).

3 A seguinte descrição está baseada num estudo da atividade pesqueira em comunidades da várzea da região de Ituqui, localizada a jusante da cidade de Santarém (McGrath et al. 1998).

4 Um tipo de motor de popa simples e barato.

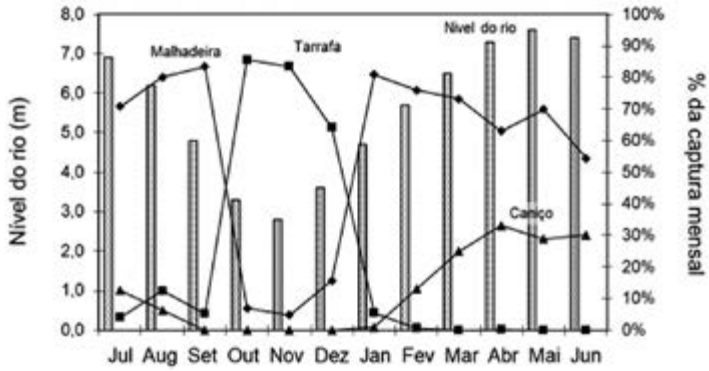


Figure 13.4: Variação sazonal nos apetrechos de pesca utilizados, no Ituqui, Santarém, Pará.

Embora pescadores comerciais viagem periodicamente para outras regiões, a maior parte da atividade pesqueira ocorre nos arredores da comunidade. Os tipos e distribuição dos ambientes de pesca variam ao longo do ano com a subida e descida do rio. Na região do Ituqui, os pescadores visitam cerca de 110 pontos de pesca durante o ano, sendo que 10 destes pontos são responsáveis por cerca de 30% da captura total. Em muitos casos estes são também utilizados pelas comunidades vizinhas. Do ponto de vista espacial, o sistema de lagos consiste de um mosaico de territórios pesqueiros comunitários, onde os lagos usados exclusivamente por uma comunidade formam o cerne do território, lagos mais longe são compartilhados por comunidades vizinhas e alguns lagos maiores e/ou mais produtivos são utilizados por toda a região.

Praticamente todas as famílias pescam para o consumo e para a venda, de modo que a diferença entre a pesca de subsistência e a comercial é pequena (Almeida 2006, Cerdeira et al. 1997). Os pescadores de subsistência tendem a fazer viagens mais curtas e frequentes, enquanto os pescadores comerciais fazem menos viagens de maior duração (Almeida 2006, McGrath et al. 1998). Do ponto de vista do manejo, a diferença principal entre os pescadores de subsistência e os comerciais é que os primeiros param de pescar uma vez que alcancem as suas necessidades de consumo. Assim, se a pesca é especialmente produtiva, os pescadores de subsistência passam menos tempo pescando e dedicam mais tempo às outras atividades produtivas. Os pescadores comerciais, em contraste, intensificam a pesca quando a produtividade é alta para aproveitar a abundância local e maximizar a sua renda. Estas diferentes estratégias, manter a produtividade ou maximizar a produção, estão no centro de muitos conflitos de manejo pesqueiro, e a conciliação destes objetivos divergentes é um desafio constante para as comunidades envolvidas (Almeida 2006).

13.4 A lógica do manejo comunitário

O primeiro objetivo dos acordos de pesca é controlar a pressão da pesca nos lagos da comunidade (Castro & McGrath 2003, Almeida et al. 2008). A medida mais simples para alcançar esse objetivo envolve a exclusão de pescadores que não são das comunidades que

participam do acordo. Onde esta opção não é permitida, as comunidades procuram alcançar esse objetivo indiretamente, restringindo o tipo de apetrecho utilizado, a capacidade de armazenamento e/ou a comercialização do pescado. Poucos acordos comunitários especificam os limites de captura ou tamanhos mínimos, medidas que seriam mais difíceis de monitorar ou de se fiscalizar. Enquanto alguns acordos proíbem completamente a pesca comercial, muitos procuram contê-la. Um segundo objetivo do manejo é a manutenção da produtividade (CPUE) da pesca em níveis satisfatórios. Como observamos, os pescadores da várzea normalmente se envolvem em uma série de atividades econômicas e não têm tempo e nem recursos para competir com pescadores comerciais mais capitalizados que dedicam todo o seu tempo à pesca (Castro & McGrath 2003, McGrath et al. 2007).

Existe um forte elemento sazonal na estratégia de manejo comunitário que reflete o ciclo anual do rio. Ao contrário da política do Defeso, que protege os peixes durante a desova que coincide com a enchente, um terceiro objetivo dos acordos visa restringir o esforço de pesca durante a seca, quando os peixes nos lagos são mais vulneráveis à sobrepesca (Isaac et al. 1993). Uma das medidas típicas adotada nesse período é a proibição do uso de malhadeiras para reduzir a produtividade da pesca. Outra é a restrição da venda de pescado fora da comunidade (Castro & McGrath 2003).

Um quarto objetivo do manejo comunitário é proteger a segurança alimentar (McGrath et al. 1999, McDaniel 1997, Béné et al. 2009). Aqui existem pelo menos três estratégias. A primeira, já descrita, visa manter a alta produtividade da pesca reduzindo o tempo de pesca para dedicar mais tempo a outras atividades produtivas, assim diversificando a economia familiar. A segunda visa manter a produtividade da pesca, para criar um "banco pesqueiro" que possa suprir as necessidades de subsistência no caso de perdas na produção agrícola. A terceira visa controlar a pressão sobre o recurso na seca para assegurar uma produtividade pesqueira adequada durante a cheia. Através destas e outras medidas as comunidades de várzea buscam manter a resiliência de seu sistema de manejo em um ambiente de várzea cada vez mais incerto.

O sistema de manejo comunitário tradicional visa regular a atividade pesqueira por meio de sete categorias de medidas (McGrath et al. 2008):

1) Restringir acesso aos lagos de pesca: A medida mais comum é proibir pescadores de fora (que não são da comunidade) de pescar no lago. Esta regra foi considerada ilegal pelo IBAMA e foi excluída dos acordos de pesca convertidos em Instruções Normativas (IN).

2) Restringir a comercialização do pescado: Uma das maneiras mais fáceis de controlar a pressão sobre a pesca é restringir a comercialização do pescado. Em alguns casos, a pesca comercial é proibida completamente, enquanto em outros está restrita a certas espécies, ou só é permitida durante parte do ano.

3) Restringir o uso de certos apetrechos: Frequentemente as comunidades proíbem o uso de um ou mais tipos de apetrechos durante todo ou parte do ano. O principal alvo destas medidas é a malhadeira, que é considerada a principal causa da sobrepesca dos lagos. Em alguns casos a malhadeira é proibida completamente e em outros é proibida durante a estação seca, quan-

do a maioria dos pescadores passam a utilizar a tarrafa (Figura 13.4).

4) Limitar a capacidade de armazenamento: Outra maneira de limitar a captura é regular a capacidade de armazenamento. As comunidades podem adotar medidas que restrinjam o tamanho ou tipo de embarcação permitido no lago e, alternativamente, limitar o tamanho e o número de caixas de isopor que os pescadores levam para o lago.

5) Regras para conservar os ambientes de lagos: Os pescadores têm um profundo conhecimento prático das relações entre a vegetação, as comunidades de peixes e a produtividade pesqueira dos lagos. Frequentemente, as comunidades definem medidas para conservar tipos de vegetação considerados importantes para a pesca local. Por exemplo, alguns acordos de pesca especificam regras para preservar a cobertura de macrófitas. O impacto da pecuária sobre o ambiente da várzea é outra grande preocupação e muitas comunidades têm desenvolvido acordos para ordenar a criação de gado na várzea.

6) Zonear lagos para diferentes intensidades de pesca: Como já foi notado, os lagos da várzea são sistemas de lagos que variam consideravelmente em suas características físicas e ecológicas. As comunidades também são diversas, com famílias que praticam pesca para consumo e outras para a venda. Na região de Tefé, AM, as comunidades implementaram um sistema de zoneamento em que os lagos são divididos em três categorias, subsistência, comercial e preservação, com regras específicas para cada categoria (McGrath 2000). Este tipo de zoneamento visa conciliar os interesses dos pescadores comerciais e de subsistência.

7) Monitorar e fiscalizar a atividade pesqueira: Muitos acordos comunitários especificam uma sequência de sanções. Por exemplo, na primeira vez o infrator recebe um aviso, na segunda os seus apetrechos são confiscados temporariamente, e na terceira os apetrechos são destruídos. Algumas vezes os apetrechos confiscados são entregues ao IBAMA ou a Colônia de Pescadores, e uma queixa formal contra o indivíduo ou grupo de infratores é apresentada (Castro & McGrath 2003).

13.5 Integração do manejo comunitário às políticas de gestão governamentais 1990-2006

13.5.1 O desenvolvimento de políticas de cogestão da pesqueira

Os acordos comunitários de pesca têm evoluído em resposta às mudanças nas políticas fundiárias e de gestão pesqueira. Preocupado com o grande número de conflitos ocorridos entre comunidades e pescadores comerciais no início dos anos noventa, o IBAMA começou a trabalhar com as ONGs locais, as Colônias de Pescadores e as comunidades da várzea para desenvolver políticas de comanejo pesqueiro que integrassem os acordos comunitários de pesca (IBAMA 1995, McGrath et al. 2004). Em 1997 o IBAMA circulou um documento apresentando os principais elementos de uma política de comanejo pesqueiro que especificava critérios e procedimentos para o reconhecimento formal dos acordos de pesca comunitários. Esse documento inicial foi substituído pela IN 29 de 2002 que serviria de base para uma política regional de cogestão pesqueira (IBAMA 2002). Do ponto de vista do

manejo pesqueiro, quatro critérios da IN 29 são especialmente relevantes: 1) Os acordos de pesca devem ser consistentes com as regulamentações pesqueiras vigentes, 2) as comunidades não podem definir quem tem o direito de pescar nos lagos, apenas como se pode pescar, 3) as regras devem ser propostas por uma organização que represente todas as comunidades localizadas em torno do sistema de lagos, e que seria responsável pela implementação do acordo uma vez aprovado e 4) as organizações comunitárias não podem cobrar nem um tipo de taxa sobre a atividade de pesca.

Para resolver os problemas de representatividade, foram criados conselhos intercomunitários, chamados "Conselhos Regionais de Pesca", para cada um dos principais sistemas de lagos do município. Esses conselhos são compostos por representantes de todas as comunidades do entorno do lago e são responsáveis pela negociação e implementação dos acordos de pesca das suas respectivas regiões. Uma vez que o acordo de pesca fosse aprovado pelo Conselho Regional e pelas comunidades participantes, este era submetido ao IBAMA para análise e, se aprovado, legalizado como uma "Portaria" ou posteriormente como Instrução Normativa (IBAMA 2002, McGrath et al. 2004).

O IBAMA também criou a posição de Agente Ambiental Voluntário (AAV) (IBAMA 2001b). Estes agentes são membros da comunidade que recebem treinamento em legislação ambiental e procedimentos de fiscalização. Eles são responsáveis pelo monitoramento do cumprimento dos acordos de pesca locais e podem emitir autos de constatação para pescadores que não cumprirem as regras. Estes autos eram entregues aos fiscais do IBAMA, para posterior ação judicial. A maioria das comunidades tinha um ou dois AAVs que organizaram as atividades de monitoramento comunitário.

Em 2001 os elementos básicos do sistema regional de cogestão pesqueira tinham sido definidos e sete Conselhos Regionais de Pesca (oito, se o conselho urbano de Santarém for incluído) tinham sido criados, cobrindo cerca de 2.600 km² de várzea no Baixo Amazonas, incluindo 180 comunidades de várzea e terra-firme com uma população em torno de 40.000 pessoas (Figura 13.5). Os conselhos coordenaram a implementação dos acordos de pesca nos seus respectivos territórios, enquanto os AAVs, em colaboração com os fiscais do IBAMA, foram responsáveis pelo monitoramento e fiscalização dos acordos de pesca.

Sob a perspectiva da teoria de manejo coletivo, a política de cogestão desenvolvida pelo IBAMA tem três falhas críticas (Ostrom 1992, Putnam 1993, Oviedo et al. 2015) restringindo as comunidades: 1) Elas não têm o direito de definir quem pode pescar e não podem impedir pescadores de fora que desobedeçam as regras do acordo, 2) elas não podem cobrar taxas dos usuários que pescam nos lagos manejados, e 3) elas não podem exigir que os pescadores comercializem o pescado via uma associação comunitária. Estes critérios eliminaram o mecanismo mais eficaz para assegurar que apenas aqueles que participam das atividades de manejo tenham direito de pescar nos lagos. Eles também eliminaram os dois outros mecanismos para compensar aqueles que participam das atividades de manejo, as taxas de filiação na associação e a comercialização coletiva. Assim, os critérios do IBAMA eliminaram os mecanismos que garantem que os benefícios do manejo local

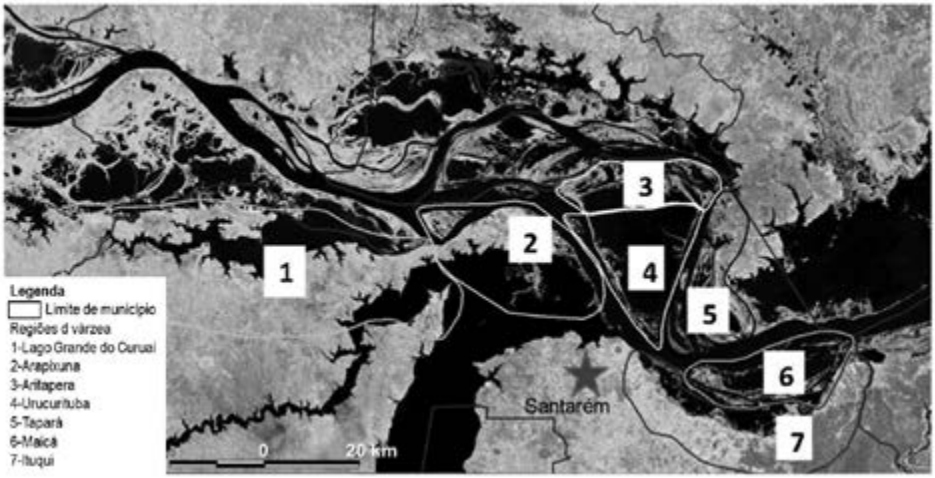


Figura 13.5: Localização dos Conselhos Regionais de Pesca, Santarém, Pará.

sejam direcionados para aqueles que contribuíram para produzir estes benefícios. Vale ainda ressaltar, que estas falhas foram exacerbadas pela fraca fiscalização das agências governamentais que são responsáveis pela manutenção das condições de governança que permitam que as comunidades possam manejar seus recursos pesqueiros de forma sustentável (McGrath et al. 2004).

13.5.2 Integrando os acordos de comanejo nas políticas de conservação no sistema estadual de áreas protegidas e dos assentamentos do INCRA

A política de comanejo do IBAMA forneceu o modelo para o desenvolvimento das políticas de comanejo nos estados do Amazonas e Pará. No Estado do Amazonas, a política de comanejo foi desenvolvida dentro do contexto do sistema de gestão das áreas protegidas estaduais. No Pará, os acordos comunitários e suas instituições foram incorporados na política fundiária para comunidades de várzea. A discussão em seguida foca no caso do Baixo Amazonas Paraense.

No início de 2006 o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), adotou o Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) como modelo para uma nova política fundiária para as comunidades de várzea (McGrath et al. 2008). O PAE foi criado para os seringueiros do Acre (INCRA 1996). Portanto, como no caso das Reservas Extrativistas, a terra é propriedade do governo federal e os moradores recebem concessões para permanecer no PAE. Cerca de 41 PAEs foram criados na várzea do Baixo Amazonas após a adoção dessa política, englobando 745.000 hectares e incorporando aproximadamente 11.000 famílias ou 53.000 pessoas em oito municípios (Figura 13.6) (McGrath et al. 2010).

Sob o ponto de vista do manejo pesqueiro na várzea o modelo de PAE tem várias características importantes. Primeiro o PAE pode abranger todo o sistema de lago e suas comunidades. No caso do município de Santarém, as jurisdições pré-existentes dos Conselhos Regionais de Pesca forneceram a base para a criação de PAEs que incluíram tanto as grandes como as pequenas propriedades,

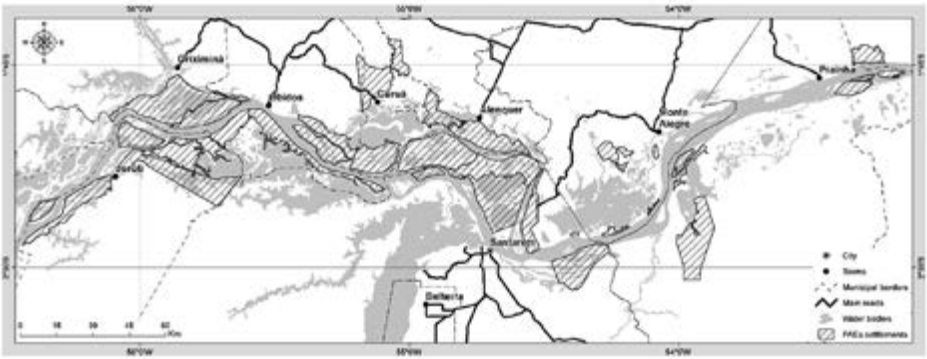


Figura 13.6: Projetos de Assentamento Agroextrativista (PAE) da várzea do Baixo Amazonas.

embora apenas os pequenos proprietários são reconhecidos como residentes legítimos. Outra característica importante do PAE é que as regras para o uso da terra e dos recursos naturais estão definidas no seu Plano de Utilização (PU) (McGrath et al. 2010). O PU integrou os acordos de pesca e de gado pré-existentes em um único e abrangente documento que é da responsabilidade da Associação do PAE e do INCRA. Assim, o PAE fornece uma estrutura institucional e regulatória comum para a gestão territorial e do uso do solo e dos recursos naturais.

O Plano de Utilização tem diversas outras características importantes. O PU, ao contrário da política de comanejo do IBAMA, reconhece que as comunidades do PAE tenham direitos de uso exclusivos dos recursos pesqueiros do PAE, resolvendo assim o problema fundamental da política de comanejo anterior. Além disso, o direito de morar no PAE está condicionado ao cumprimento das regras do PU, o que reforça os controles regulatórios deste instrumento. Finalmente, a associação de moradores do PAE, que é a verdadeira titular da concessão cedida pelo INCRA, tem o direito de cobrar taxas dos usuários e organizar a comercialização do pescado. Portanto, o modelo de PAE tem o potencial de resolver as principais deficiências da política de cogestão do IBAMA e de fornecer uma estrutura regulatória formal eficaz para o manejo coletivo da pesca nos assentamentos de várzea.

Apesar de fornecer uma estrutura potencialmente eficaz, o PAE em si não resolve o problema da fiscalização, ou de forma geral, a criação das condições de governança necessárias para o desenvolvimento do manejo sustentável. Sem um esforço de fiscalização governamental efetiva dos PUs, as melhorias na política de comanejo têm um efeito limitado, especialmente nas áreas onde as comunidades têm pouca experiência com o comanejo e o acesso aos recursos é considerado mais ou menos livre, condição esta que tende a prevalecer em boa parte do Baixo Amazonas.

13.6 Indo além do manejo comunitário da pesca

13.6.1 O desenvolvimento do sistema de manejo participativo do pirarucu (*Arapaima gigas*)

Paralelo ao desenvolvimento dos acordos comunitários, algumas comunidades desenvolveram regras específicas

para espécies importantes como o pirarucu (*Arapaima gigas*). O pirarucu tem várias características relevantes para o manejo nos lagos: É uma espécie sedentária que desova nos lagos, sobe periodicamente à superfície para respirar, e forma casais que cuidam da prole nos primeiros meses de vida. Estas características facilitam o monitoramento das populações locais de pirarucu (Castello et al. 2011a). Pesquisadores da RDS Mamirauá desenvolveram técnicas simples de monitoramento das populações de pirarucu, utilizando estas características da espécie e o conhecimento dos melhores pescadores, para contar o número de pirarucu nos lagos. Com este método os pescadores podem fazer estimativas confiáveis do número de pirarucus jovens e adultos nos lagos, e usar os resultados das contagens para determinar cotas de captura anual sustentáveis (Castello 2004). Este método é um excelente exemplo de como a ciência e o conhecimento ecológico tradicional podem contribuir para o desenvolvimento de sistemas de manejo comunitário mais eficazes (Castello et al. 2009, McGrath & Castello 2015).

Castello (2004) treinou equipes de pescadores de pirarucu de comunidades da RDS Mamirauá para realizar contagens anuais do número de pirarucus nos lagos manejados e usar esta informação no desenvolvimento e implementação de planos de manejo, que além de estabelecer cotas de captura sustentável permitiam a recuperação das populações de pirarucu. Entre 1999, quando o sistema foi implementado no Setor de Jarauá da RDS Mamirauá, e 2007, a população adulta de pirarucu quase triplicou, aumentando de 4.500 para 12.000 indivíduos, enquanto o número de pescadores dobrou, de 40 para mais de 100 (Castello et al. 2009). No sistema de lagos vizinho, o do Maraã, o manejo do pirarucu permitiu um aumento no número de pescadores de 50 com captura total de 5,5 t/ano em 2002, para 510 pescadores e uma captura total de 119 toneladas em 2009 (Amaral et al. 2011).

O sucesso do manejo do pirarucu na região de Mamirauá estimulou o desenvolvimento de um programa estadual de manejo comunitário do pirarucu. O sistema de manejo também foi disseminado em boa parte da Amazônia brasileira e peruana, e estima-se que atualmente mais de 100 comunidades estejam usando o sistema de contagem para manejar as populações locais de pirarucu (Castello & Steward 2010).

13.6.2 Ampliando a abordagem do manejo comunitário

Por meio de experiências como esta do manejo do pirarucu, entre outras, comunidades de várzea adquiriram confiança na sua capacidade de manejar coletivamente seus recursos pesqueiros, e muitas adaptaram esta abordagem para resolver outros problemas de manejo dos recursos naturais. Seguem alguns exemplos dessas iniciativas no Baixo Amazonas:

Acordos de criação de gado: Em meados da década de 1990 algumas comunidades solicitaram ajuda do Ministério Público e de ONGs locais para negociar acordos coletivos para ordenar a criação de gado na várzea e reduzir os conflitos. O Ministério Público adotou o Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), que são acordos legais negociados entre duas ou mais partes, como modelo para os acordos de gado. O TAC define as regras para a criação de gado na várzea e os procedimentos

para resolver as reivindicações relacionadas aos prejuízos na agricultura e pesca. Nos anos seguintes, mais de 50 TACs foram negociados entre comunidades e criadores de gado (McGrath et al. 2007, 2008).

Praias de desova de quelônios (tabuleiros): Várias comunidades têm organizado patrulhas nos tabuleiros locais para proteger os ninhos e as fêmeas da predação humana. Em muitos casos estas simples medidas têm permitido uma recuperação das populações de quelônios (Miorando et al. 2013). Entretanto, o apoio do governo para estas iniciativas comunitárias tem sido ambivalente e irregular. As comunidades não estão autorizadas a coletarem os ovos para venda ou mesmo para o consumo doméstico, e os governos têm feito apenas arranjos temporários para apoiar grupos comunitários que patrulham os tabuleiros durante o período de desova. Consequentemente, não existem mecanismos confiáveis que permitam que as comunidades possam ser compensadas pelo seu esforço para proteger os tabuleiros.

Reflorestamento: Ao longo dos últimos cinquenta anos mais da metade da cobertura florestal da várzea do Baixo Amazonas foi desmatada para dar lugar a plantações e pastagens, e as florestas remanescentes estão severamente degradadas (Renó et al. 2011, Sheikh et al. 2006). Preocupadas com os impactos do desmatamento sobre os locais de pesca, várias comunidades têm realizado iniciativas para reflorestar as margens de lagos e melhorar os ambientes usados por espécies comerciais, como o tambaqui. Por exemplo, o Grupo Renascer de Ituqui envolveu professores e estudantes da escola local no preparo e plantio das mudas. Quatro anos depois, os pescadores usaram os frutos e sementes das árvores plantadas como iscas para capturar tambaqui, pacu e outras espécies que se alimentam na floresta inundada. Tais florestas, chamadas de "*fish orchards*" podem aumentar a produtividade pesqueira local e conservar a biodiversidade aquática em toda a região (McGrath & Crossa 1998).

Barreiras flutuantes: A comunidade de Igarapé do Costa está localizada em uma restinga baixa entre três grandes lagos, em uma ilha no meio do Rio Amazonas. Após terem suas casas danificadas por ondas durante tempestades (banzeiro) na época da cheia, os moradores da comunidade, com a ajuda de uma ONG local, organizaram grupos de moradores para plantar mudas de canarana (*Echinochloa polystachya*) e outras espécies de capim de várzea. Plantaram uma faixa de 10 hectares entre a comunidade e o lago, criando uma barreira de capins flutuantes para absorver o impacto das ondas, protegendo as casas e no mesmo tempo melhorando o ambiente para peixes, quelônios e outras espécies aquáticas (Oviedo et al. 2016).

Manejo de ecossistemas: Estas iniciativas foram concebidas e implementadas pelas comunidades para solucionar problemas coletivos específicos locais, melhorando o ambiente e conservando os recursos naturais. Muitas destas iniciativas comunitárias foram integradas nos Planos de Desenvolvimento do PAE, assim fornecendo os principais elementos de um sistema de manejo pesqueiro baseado em uma abordagem ecossistêmica. Assim o PAE cria uma estrutura incipiente para mitigar impactos de mudanças ambientais e aumentar a resiliência do sistema de manejo comunitário.

13.7 A viabilidade do manejo comunitário da pesca

Vários pesquisadores têm questionado a viabilidade do manejo sustentável da pesca nos lagos da várzea (Goulding et al. 1996, 2003, Smith 1999)[5]. As principais preocupações incluem a eficácia do sistema de lagos para o manejo dos recursos pesqueiros locais e a capacidade das comunidades de manejar a pesca de forma sustentável. Os céticos argumentam que os lagos de várzea são sistemas abertos, isolados do rio durante a seca, mas que se fundem em um lago gigante que cobre a maior parte da várzea amazônica durante a cheia. Os peixes circulam em toda essa massa de água, saindo dos lagos e migrando rio acima e voltando para outros lagos na cheia. Eles argumentam que os efeitos do sistema de manejo para um determinado lago seriam neutralizados pela circulação dos peixes, mesmo sem considerar as variações entre lagos individuais.

Entretanto, os poucos estudos sobre os impactos do manejo comunitário na produtividade pesqueira dos lagos, indicam que estes podem ser unidades de manejo eficazes para a pesca local. Por exemplo, Almeida (2006) comparou nove pares de lagos com características similares, sendo que de cada par um lago foi manejado e outro não. Os resultados mostram que a produtividade pesqueira nos lagos manejados foi em média 60% maior do que nos lagos não manejados. Embora o estudo de Almeida demonstre que o manejo comunitário pode melhorar a produtividade pesqueira, a eficácia deste tipo de manejo varia entre diferentes grupos de espécies. O manejo comunitário pode ser altamente eficaz para espécies sedentárias, tais como o pirarucu, mas esta eficácia é mais questionável no caso de espécies migratórias. Entretanto, Castello et al. (2011b), em um estudo de longo prazo da pesca comunitária, demonstraram que o tamanho médio do tambaqui (*Colossoma macropomum*) e do surubim (*Pseudoplatystoma* spp.) capturado nos lagos manejados foi significativamente maior do que nos lagos não manejados. Esses resultados demonstram que o manejo dos lagos tem um efeito positivo, não apenas para espécies sedentárias, mas também para espécies migratórias que passam apenas parte do ano nos lagos.

Os céticos também argumentam que os lagos comunitários isolados têm pouca relevância para o manejo pesqueiro porque têm um impacto mínimo na pesca regional como um todo. Eles argumentam que, se a pesca na Amazônia tiver que ser sustentável, serão necessárias soluções de escala muito maior. Embora esse argumento seja válido, para lagos isolados esse não seria o caso se uma densa rede de lagos manejados for desenvolvida, cobrindo grande parte da várzea amazônica. Essa rede de lagos manejados poderia incluir uma proporção significativa da várzea amazônica, reduzindo a pressão sobre as populações de peixes e fornecendo um ambiente manejado para conservar as espécies migratórias de média distância.

Embora até agora a experiência indique que os lagos manejados pelas comunidades podem ser eficazes para a conservação dos recursos pesqueiros, o desempenho institucional do manejo

5 Apesar dos comentários em diversos trabalhos, não encontramos nenhum estudo que apresente uma análise científica do manejo comunitário.

comunitário, e de maneira geral, das políticas de cogestão pesqueira, é muito mais problemático. Em um levantamento realizado no Baixo Amazonas, somente 27% das comunidades têm regras efetivas para o manejo do pirarucu, e em 95% das comunidades as populações de pirarucu são sobreexploradas (Castello et al. 2014).

No entanto, isto tem mais a ver com a falta de apoio governamental do que com a capacidade do manejo comunitário em si. Essa situação gera uma clássica "tragédia dos comuns", onde a falta de apoio governamental incentiva oportunistas de dentro e fora da comunidade a ignorar o acordo (Hardin 1968). A pressão desses oportunistas tem forçado muitas comunidades a dedicar um tempo e esforço considerável ao patrulhamento de seus lagos, aumentando significativamente os custos de transação do manejo comunitário (Pereira 2002). A falta de fiscalização por parte do governo tem sido um problema constante na implementação de políticas de comanejo bem sucedidas (Pomeroy & Berkes 1997, McGrath et al. 2015). Até que haja um compromisso sério do governo que garanta o apoio à fiscalização dos acordos de pesca, o manejo comunitário nunca alcançará o seu potencial como estratégia para a gestão sustentável da pesca na Amazônia.

13.8 As políticas para o manejo da pesca e o futuro do manejo comunitário da pesca na várzea

Em outubro de 2015 o governo brasileiro extinguiu o Ministério de Pesca e Aquicultura e transferiu suas funções para uma secretaria do Ministério de Agricultura e Pecuária (MAPA), o ministério responsável pelo agronegócio. Logo em seguida, o governo suspendeu o Defeso Anual (período de defeso, quando muitas espécies desovam) e o pagamento do Seguro Defeso (seguro-desemprego durante os 4 meses do defeso). Esta combinação de medidas foi um passou decisivo em um processo que começou na década anterior com a criação do Ministério da Pesca e Aquicultura. Esta reorientação da política de gestão pesqueira foi confirmada com a aprovação da legislação de pesca nacional em 2009, que não incluiu uma política de comanejo pesqueiro (Brasil 2009). Desde então o governo federal tem, em grande parte, abandonado o seu papel no manejo da pesca de águas continentais, transferindo a sua atenção para a promoção da aquicultura, visto como o próximo passo no desenvolvimento pesqueiro (McGrath et al. 2015).

O impacto dessas medidas foi especialmente agudo na seca de 2015/16, que coincidiu com um dos eventos El Niño mais intensos da história recente. A suspensão do Defeso, combinada com a seca extrema, deixou as populações de peixes da várzea altamente vulneráveis à sobrepesca (Isaac et al. 2016). A decisão do governo deixou as comunidades desamparadas na defesa de seus lagos frente a pressão intensa de pescadores oportunistas. Como reclamou um pescador do Lago Grande do Curuai, "Nós queremos alguma coisa organizada, mas quando por parte do próprio governo vem a desorganização, então fica difícil se segurar". A tragédia é que são justamente os lagos manejados que são alvos desses invasores.

13.9 Conclusão

O manejo comunitário da pesca representa uma estratégia nova para o povo da várzea. Foi uma resposta nova para

uma ameaça nova, a introdução de tecnologias, especialmente as malhadeiras, e o desenvolvimento da pesca comercial profissional para abastecer novos mercados urbanos e de exportação. No entanto, embora seja uma estratégia nova, ela incorpora noções prexistentes de direitos de propriedade, padrões de uso dos recursos naturais e o conhecimento ecológico local.

Essa estratégia não tinha como objetivo apenas a conservação dos recursos pesqueiros. O manejo comunitário visa proteger o papel da pesca na economia familiar. A alta produtividade da pesca permite que a família supra suas necessidades de subsistência e renda por meio da pesca, e libera tempo para as outras atividades que a família desenvolva. Assim, esse sistema de manejo não só protege a pesca, mas toda a economia familiar da várzea, permitindo às famílias investir na produção de culturas anuais, sistemas agroflorestais e a criação animal.

No entanto, embora essas atividades sejam complementares no contexto da economia familiar, elas estão frequentemente em conflito na forma em que são praticadas na várzea. A criação extensiva de gado contribui para o desmatamento e a degradação dos campos naturais e da floresta remanescente. A agricultura de queima e corte também contribui para o desmatamento e a degradação da floresta e dos campos. Ambas atividades podem reduzir significativamente a produtividade da pesca na várzea.

Devido ao papel central da pesca na economia familiar, o manejo comunitário fornece uma base para uma abordagem ecossistêmica mais ampla, que contribua também para o desenvolvimento de práticas de uso da terra que complementem e ampliem o manejo da pesca, ao invés de minar a sua produtividade. Essa abordagem visa otimizar a produção global do ecossistema de várzea, ao contrário de maximizar apenas uma atividade como a agrícultura, a criação animal ou a pisciculura.

Ao longo das últimas três décadas, um conjunto de políticas para o comanejo pesqueiro foram desenvolvidas e implementadas. Em várias regiões as colaborações entre pescadores, pesquisadores e ONGs permitiram que as comunidades desenvolvessem a capacidade técnica e organizacional para o manejo sustentável de seus recursos pesqueiros. Com apoio governamental adequado essa parceria poderia ser ampliada. Grande parte da várzea amazônica poderia ser integrada em uma rede de lagos manejados, desenvolvendo, assim, o enorme potencial produtivo da várzea e, ao mesmo tempo, conservando a biodiversidade aquática e os serviços ecossistêmicos que a várzea proporciona.

Capítulo 14

Wolfgang J. Junk, Maria Teresa Fernandez Piedade,
Florian Wittmann & Jochen Schöngart

Manejo e uso múltiplo da várzea: Uma síntese

14.1 Introdução

Várzeas são áreas importantes para a agricultura e criação de gado e búfalo, a pesca e o setor madeireiro, não somente para a população local, mas também para o suprimento de centros urbanos. Por isso, os governos locais deveriam estar interessados no desenvolvimento de um sistema de manejo sustentável. Várzeas são consideradas também áreas de extremo valor ecológico por causa das suas múltiplas funções, isto é, alta biodiversidade, grande número de espécies endêmicas, grande diversidade de macrohabitats, importância para a estocagem de água etc. (Capítulos 1 e 2, Junk et al. 2012). Porém, as várzeas não são uniformes. Ao longo da calha do Rio Solimões-Amazonas e seus tributários de água-branca, existem diferenças grandes, por exemplo, em respeito à amplitude do pulso de inundação, a geomorfologia, a cobertura vegetal, e a densidade da população humana. Isso naturalmente influencia também o tipo e a intensidade do aproveitamento dos recursos naturais.

A densidade demográfica nos distritos da várzea é relativamente alta. Os governos estaduais estão interessados em reduzir a emigração das áreas rurais, por causa do aumento dos problemas de infraestrutura nas cidades, o problema de integração dos imigrantes, as altas taxas de desemprego, a redução da produção nas áreas rurais por causa da falta de mão de obra barata etc. Porém, a legislação com relação ao uso da várzea nao é clara. Os conflitos de interesse em potencial entre os diferentes usuários podem se tornar problemáticos para os governos estaduais e instituições federais. Cabe a eles, então, estabelecerem regras para evitar os conflitos e canalizar as atividades para o desenvolvimento sustentável a longo prazo.

Este capítulo vai sintetizar as informações apresentadas nos capítulos anteriores e discutir conceitos para o manejo sustentável da várzea. A maioria dos estudos se concentra na região do Médio Solimões-Amazonas. Somente o Capítulo 13, sobre o manejo dos lagos, concentra-se no Baixo Amazonas. Na transferência dos resultados para outras partes das várzeas, os políticos e cientistas têm que levar em consideração as peculiariedades ecológicas e socioeconômicas das diferentes regiões.

14.2 O histórico da ocupação da várzea

A várzea amazônica tem uma longa história de ocupação humana. Cerca de 12.000 anos atrás, a área foi colonizada por caçadores e coletores pré-históricos, que usaram a abundância dos recursos de peixes e outros animais para alimentação (Roosevelt 1999, Capítulo 1). Quando os europeus chegaram, eles encontraram a várzea densamente povoada por Ameríndios, cujo número total era provavelmente maior do que a população atual (Denevan 1976). Os imigrantes europeus dizimaram a população indígena, mas também houve miscigenação, cujo fruto é o caboclo. O caboclo soube combinar técnicas indígenas de agricultura e de pesca com algumas inovações trazidas pelos europeus (plantas, ferramentas), para sua agricultura e pesca de subsistência. Porém, já no século 19, a demanda da Europa para produtos amazônicos resultou na intensificação da exploração de alguns recursos naturais (Capítulo 9). Por exemplo, os antes abundantes estoques de peixes-bois, tartarugas, e jacarés foram rapidamente superexplorados (Junk & Silva 1997). Os estoques de pirarucu foram reduzidos a um nível tal, que a sua importância comercial atualmente é baixa (Capítulo12).

Juta (*Corchorus capsularis*) foi introduzida na várzea de Parintins por imigrantes japoneses em 1929 (Capítulo 9). Em 1953, cerca de 25.000 t de fibras foram produzidas, cobrindo toda a demanda do país. Nos anos 1960, a juta representou cerca de um quarto do valor de toda a produção agrícola da região amazônica. Vinte mil famílias no estado do Amazonas e seis mil famílias no estado do Pará estavam envolvidas na produção de juta ao longo da várzea, de Óbidos até Manacapuru. Nos anos 1970, a produção entrou em declínio, por causa da entrada de juta de Bangladesh e de sacos plásticos mais baratos. Nos anos 1990, quase todas as fábricas de juta tinham fechado e a produção de juta não tem mais importância econômica na várzea (Goulding et al. 1996). As áreas abandonadas transformaram-se em pastos ou foram ocupadas por estágios secundários da floresta alagável.

Quando, na metade dos anos 1960, o governo brasileiro estabeleceu políticas de incentivo à ocupação do Norte do país, a prioridade foi dada para grandes projetos agropecuários na terra-firme, por exemplo, plantações de cana-de-açúcar para a produção de álcool combustivel, plantações de soja, e criação de gado em larga escala. As várzeas eram de baixa prioridade por causa da sua relativamente pequena extensão e por causa das inundações periódicas. Nos anos 1970, o empresário norte-americano Daniel Ludwig iniciou, em adição a monoculturas de árvores em terra-firme, uma plantação de arroz em larga escala na planície alagável do Rio Jarí, no Baixo Rio Amazonas. Em 1984, a plantação foi vendida para um grupo de empresários brasileros. Fearnside & Rankin (1985) relataram consideráveis problemas com a fertilidade do solo, doenças por fungos, ataques de insetos e caracóis aquáticos, e a invasão de ervas daninhas.

O interesse na produção da várzea amazônica baseia-se na entrada periódica de nutrientes por meio das enchentes, que renovam a fertilidade do solo, facilitando o estabelecimento de sistemas de produção sustentáveis. Entretanto, a legislação é falha sobre a regulamentação da posse e o uso da terra e dos recursos. Isso levou a conflitos de interesse, principalmente nas regiões mais

disputadas nos arredores dos centros urbanos, onde a pesca de subsistência e comercial competem pelos mesmos recursos. O caso mais importante de conflito armado aconteceu em 1970, devido a disputas sobre direitos de pesca entre os pescadores comerciais e a população ribeirinha (Junk & Honda 1976). Isto levou à limitação do acesso da pesca comercial a áreas específicas da várzea e, em parte, ao declínio da captura de pesca em Manaus (Capítulos 12, 13).

Outros conflitos cresceram entre os criadores de gado bovino e búfalo e os agricultores de subsistência, porque o cercamento das áreas de pasto geralmente é precário e os animais frequentemente vão à procura de comida nas plantações. Além disso, a criação de animais em larga escala aumenta o desflorestamento, com impactos negativos ao meio ambiente, inclusive para os peixes frugivoros de valor econômico para o consumo humano. O crescente número de conflitos de interesse requer decisões políticas para o desenvolvimento a longo prazo da várzea.

Entretanto, depois de um período de estudos intensivos sobre a ecologia e o manejo das várzeas e igapós, com grandes projetos de cooperação internacional, o interesse dos políticos voltou-se para a terra-firme (Prefácio). Os cientistas tinham que se restringir aos projetos de pesquisa básica, exceto alguns grupos, que continuaram a abordar aspectos aplicados. Muitos agrônomos, engenheiros florestais, economistas, socioeconomistas e planejadores estão pouco preparados para lidar com um sistema tão complexo como a várzea amazônica. Também os ecólogos têm severas deficiências a respeito do conhecimento do impacto potencial dos diferentes métodos de utilização do ecossistema.

14.3 As peculiaridades hidrológicas, físico-químicas e biológicas da várzea

As áreas úmidas (AUs) podem ser diferenciadas em AUs com um nível de água relativamente estável, e AUs com nível de água flutuante, também chamadas AUs de pulso, porque elas são sujeitas a pulsos de inundação. A maioria das AUs brasileiras pertence ao segundo grupo. A abordagem cientifica para estes sistemas é formulada no Conceito de Pulso de Inundação (Junk et al. 1989), que descreve os processos ecológicos desencadeados pelas inundações e secas periódicas atuando nestas AUs (Capítulo 1).

O Rio Solimões-Amazonas é caracterizado por um pulso monomodal previsível (Capítulos 1 e 3). Com um valor médio de cerca de 10 m de altura; a amplitude deste pulso é maior na altura de Manaus e diminui tanto na direção rio acima quanto rio abaixo. Por exemplo, em Caxiuanã, no Pará, o pulso tem uma amplitude de somente cerca de 2 m, e ainda é levemente sobreposto pelo pulso polimodal previsível da maré.

Sioli (1950, 1965) classificou os rios amazônicos em rios de água-branca, preta e clara, que se diferenciaram, além da cor da água, também por sua composição fisico-química. Ele relacionou a qualidade da água com a qualidade dos solos em suas áreas de captação. Rios de água-preta e água-clara têm suas áreas de captação nos escudos arcaicos das Guianas e do Brasil Central, que são pobres em nutrientes. Rios de água-branca, como o Solimões-Amazonas e alguns tributários, tais como os Rios Purus e Madeira, têm parte de suas áreas de captação nos Andes e na área pré-andina e transportam

água relativamente rica em sais minerais e sedimentos férteis (Capítulos 4 e 5). Eles formam amplas áreas alagáveis (várzeas) férteis ao longo dos seus cursos, que recebem durante cada inundação novos nutrientes em forma dissolvida e particulada, garantindo desta forma a manutenção de sua fertilidade. Por isso, elas têm alto potencial produtivo natural, que pode ser explorado pelo homem.

A análise topográfica da área próxima a Manaus mostra que o relevo da planície inundável é extremamente variável em pequena escala (Irion et al. 1997). Isso também é assim em todo o trecho rio acima. Nesta área, a várzea é coberta principalmente por florestas. No Baixo Amazonas, a várzea é caracterizada por grandes lagos rasos (Capítulo 13). Durante a seca, eles diminuem bastante em extensão e as áreas expostas são cobertas por diferentes comunidades de plantas herbáceas e capins. As áreas mais elevadas, que permitem o crescimento de florestas, são relativamente pequenas. Elas são na sua maioria ocupadas pelos ribeirinhos, que já retiraram ou modificaram boa parte das florestas para fins de agricultura ou pecuária.

Poucos metros de diferença em altura têm um impacto grande na duração das fases terrestres e aquáticas. Durante as cheias, a água separa o sedimento em diferentes classes de grãos, que formam um pequeno mosaico de solos com diferentes propriedades físico-químicas. O conjunto de fatores hidrológicos e a qualidade física e química dos sedimentos formam a matriz na qual diferentes comunidades de plantas se estabelecem. Este sistema não é estático, porque a dinâmica fluvial modifica permanentemente a topografia da várzea e suas comunidades de plantas pelos processos de sedimentação e erosão.

Recentemente, estas unidades, chamadas macrohabitats, foram classificadas (Capítulo 2) e servem para o melhor entendimento da biodiversidade e dos processos biogeoquímicos na várzea. Além disso, eles são de valor para o planejamento do aproveitamento sustentável da várzea. Ate agora, 36 macrohabitats foram descritos para a várzea (Junk et al. 2012). Conceitos de manejo têm que considerar a manutenção desta diversidade, porque ela é essencial para a biodiversidade e a diversidade de muitos processos biogeoquímicos.

Além dos processos naturais, impactos antropogênicos influenciam a várzea com intensidade crescente. Eles incluem a extração de recursos naturais e a poluição ambiental e são descritos nos Capítulos 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13 e 14. Os processos naturais e antropogênicos são apresentados na Figura 14.1.

A vida na várzea é mais bem descrita pelo calendário hidrologico do que pelo calendário gregoriano. A Figura 14.2 mostra as atividades principais na várzea, em dependência do ciclo hidrológico. Pesca ocorre durante o ano inteiro, porém com menor sucesso durante a cheia, porque os peixes estão espalhados na várzea inundada. Exceção são os meses de arribação de algumas espécies migratórias, por exemplo, jaraqui (*Prochilodus* spp.), matrinxã (*Brycon melanopterus*) e curimatá (*Prochilodus nigricans*) (Capítulo 12). A pecuária sofre no pico da cheia, em maio, junho e julho, por falta de pastos. Enchentes e secas grandes são o resultado de anomalias de temperaturas superficiais do mar (TSM), do Pacífico Equatorial e do Atlântico Tropical (El Niño, La Niña) (Capítulo 3). Em anos de enchentes grandes provocadas por La Niña, os rebanhos têm que ser transferidos para

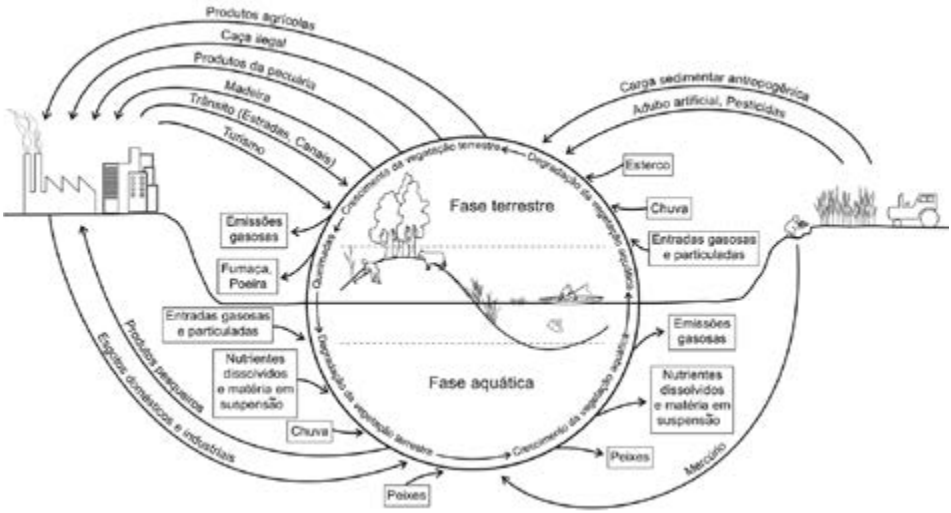


Figura 14.1: Fluxos de energia e de nutrientes na várzea amazônica e intercâmbio com a atmosfera e a terra-firme adjacente (Junk 2000c).

a terra-firme ou colocados em currais flutuantes (marombas). A agricultura começa com a descida da água. Nos diques altos, a produção de verduras pode continuar até abril. A extração de madeira restringe-se à cheia. No começo da enchente, as árvores são cortadas e no pico da cheia retiradas da floresta com canoas. Se a enchente é fraca, a madeira não pode ser retirada e apodrece na floresta (Capítulo 3).

A flutuação do nível de água afeta também diretamente a vida dos moradores das várzeas. Durante a cheia, a maior parte da várzea é facilmente alcançada por barcos, o que permite o transporte barato dos produtos. Durante a seca, muitas áreas se tornam isoladas e o transporte de produtos se torna difícill e caro. Portanto, a produção de gêneros de consumo como leite, queijo, verduras, frutas etc. é restrita a áreas ao longo de canais permanentes de rios, que podem ser alcançadas durante todo o ano. O transporte fluvial é seriamente afetado durante períodos de secas extremas, provocadas por extremos eventos climáticos de grande escala (anomalias de TSMs do Atlântico Tropical e Pacífico Equatorial), como aconteceu em 2010, quando muitas comunidades ficaram isoladas do transporte fluvial e sofreram problemas com o abastecimento de produtos básicos. Durante as grandes cheias, majoritariamente provocadas por La Niña, os povoados na várzea são inundados, e os moradores perdem parte de seus bens. Os dados hidrológicos mostram um aumento de enchentes e secas extremas nas últimas décadas (Capítulo 3), que pode estar ligado às mudanças climáticas globais (Barichivich et al. 2018). Os sistemas de manejo dos recursos naturais nas várzeas têm que levar isso em consideração para evitar perdas econômicas severas e problemas sociais.

Um primeiro passo importante para estes fins é a previsão do nível de água para a região do Médio Solimões-Amazonas. Existem dois modelos diferentes: O Serviço Geológico do Brasíl (CPRM)

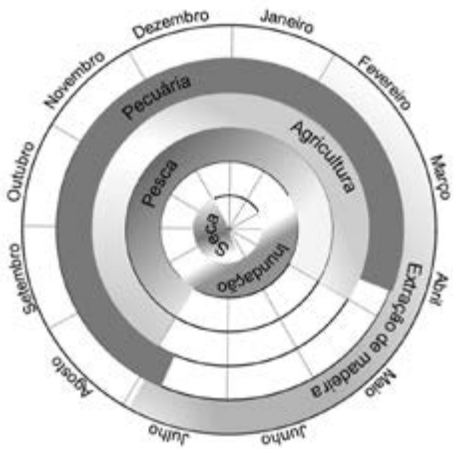


Figura 14.2: Épocas principais da pesca, pecuária, agricultura e extração de madeira na várzea na Amazônia Central (Junk et al. 2010a, adaptado).

providencia uma previsão baseada na análise estatística de conjuntos de dados das enchentes históricas. Schöngart & Junk (2007) elaboraram um modelo que, além dos dados das enchentes passadas, incorpora a influência do índice meteorológico da Oscilação Sul (Southern Oscillation Index–SOI) como indicador da evolução dos fenômenos El Niño e La Niña. Este modelo foi melhorado incorporando mais parâmetros oceanográficos do Pacífico (Capítulo 3). Ambas as previsões informam os moradores com uma antecedência de 3 a 4 meses sobre o nível máximo do rio no respectivo ano, permitindo-lhes tomar as providências necessárias de proteção.

14.4 O Conceito de Uso Multiplo (CUM) da várzea amazônica

Conceitos científicos podem ajudar a direcionar pesquisas e tomadas de decisão na direção certa para conseguir a médio prazo o manejo sustentável das áreas alagáveis amazônicas. O Conceito de Uso Multiplo da várzea amazônica (CUM) (Junk 1998) baseia-se no Conceito de Pulso de Inundação (CPI, Junk et al. 1989). O CPI mostra que os rios e as planícies alagáveis interagem intensivamente (Capítulo 1). Portanto, todo conceito de manejo deve lidar com o rio e a planície inundável como uma unidade.

Existem diferentes maneiras de se usar os recursos das várzeas e diferentes grupos de usuários, que competem para usar o espaço físico para seus fins (Figuras 14.1, 14.2). As principais possibilidades são: A pesca e piscicultura, agricultura, criação de gado e búfalo, uso das florestas e silvicultura, turismo, transporte, utilização de energia hidroelétrica, descarga de detritos industriais e domésticos (entretanto este tipo de uso é extremamente deletério para o ecossistema e até proibido por lei). O impacto das diferentes formas de utilização do ecossistema varia entre as bacias dos rios e ao longo dos cursos dos rios. Por exemplo, os garimpos contaminaram os estoques de peixes por mercúrio, e afetaram a saúde dos ribeirinhos através do consumo de peixes ao longo dos Rios Tapajós e Madeira (Bastos & Lacerda 2004, Costa Jr. et al. 2018). No Rio Solimões-Amazonas, a contaminação por mercúrio não é significativa, mas existe o risco de contaminação por derrame de petróleo nos poços de Coari (Capítulo 7).

O impacto da criação de gado e búfalo é muito mais forte no Baixo Amazonas do que no Alto Solimões por causa do grande número de animais criados lá. O plantio de verduras é muito mais frequente próximo às cidades, do que nas regiões mais afastadas. Em parte, o interesse dos usuários diverge (Capítulo 10). A agricultura e a criação de búfalo e de gado competem com a

pesca e o manejo florestal, porque elas eliminam grande parte da floresta da planície inundável e a substituem por pasto e plantações agrícolas. Além disso, existem conflitos de interesse até dentro do mesmo grupo de usuários, por exemplo, entre pescadores profissionais e ribeirinhos que pescam para a sua subsistência, o que tem levado a conflitos armados e resultado até em mortes (Junk & Honda 1976, Capítulo 13). Os grupos de usuários diferem em número e influência política e econômica. Pescadores e pequenos produtores na varzea sao muito mais numerosos do que os donos de fazendas de gado, entretanto a influência política e econômica destes últimos é maior.

Todos os tipos de uso da várzea são permitidos, desde que eles não entrem em conflito com a legislação existente (Vieira 2000). Hoje, a rentabilidade é o principal fator para avaliação de atividades na várzea, mesmo que esta rentabilidade só seja garantida por alguns anos. O conceito de manejo sustentável requer, entretanto, que esta rentabilidade seja garantida por longos períodos de tempo, para evitar a exploração destrutiva e indiscriminada dos recursos naturais. Mais ainda, o conceito requer a manutenção das estruturas principais e as funções do ecossistema, ou seja, a proteção da biodiversidade e a diversidade de habitats, capacidade de retenção da água, estabilidade física etc.

Na várzea, os conflitos de interesse são muito mais complexos do que na terra-firme, porque o pulso de inundação acopla as várzeas ao sistema aquático durante as cheias e as desacopla durante as secas. O CPI mostra que, por causa deste processo dinâmico, o desenvolvimento durante a fase terrestre influencia o desenvolvimento durante a fase aquática e vice-versa. Isto significa que, com repeito aos conceitos de manejo, a exploração de recursos durante a fase terrestre influencia a produção durante a fase aquática. Por exemplo, a destruição em grande escala da floresta da planície inundável influencia os estoques de peixes em geral, e principalmente os estoques de peixes frugívoros. A dramática redução, próxima à extinção, de outrora grandes populações de herbívoros aquáticos nativos, como o peixe-boi (*Trichechus inunguis*) e as grandes tartarugas (*Podocnemis* spp.), favoreceu o crescimento de macrófitas aquáticas e semi-aquáticas.

Além disso, o pulso de inundação permite a exploração da mesma área por diferentes usuários durante a fase terrestre e aquática. As áreas usadas pelos fazendeiros e agricultores durante o período de águas baixas são usadas pelos pescadores durante o período de cheia. Peixes são muito móveis e não têm dono enquanto não são capturados. Portanto, os donos da área não estão interessados em proteger os estoques de peixes, pois a probabilidade de eles se benificiarem dos seus esforços de proteção através de maiores capturas é pequena. O manejo eficiente dos estoques de peixes requer grandes áreas, como, por exemplo, lagos inteiros ou sistemas de lagos interconectados e relacionados às planícies inundáveis, que normalmente têm muitos usuários (manejo da comunidade do lago, Capítulo 13). O conflito é instigado pelo fato de que a legislação existente não cobre de maneira safisfatória esta complexa situação (Vieira 2000).

Quando há muitos usuários com interesses diversos na mesma área, existem em princípio duas alternativas para o manejo dos recursos: (1) Maximização

do uso de um recurso ou um grupo de recursos às custas de outros e (2) otimização do uso de todos os recursos, proposta pelo CUM. Por exemplo, a várzea poderia ser manejada para se maximizar o lucro pela criação de gado bovino e búfalo. Isto iria aumentar consideravelmente a produção de carne, leite e queijo, mas a longo prazo iria reduzir a produção de madeira e de outros produtos florestais, a pesca, a agricultura e o turismo. Além disso, iria afetar negativamente a estabilidade física da várzea e outras funções, como, por exemplo, a manutenção da diversidade de habitats e de espécies. Um grande número de pessoas iria ter de migrar para as cidades, porque as fazendas de gado requerem somente um pequeno número de trabalhadores. Este sistema poderia ser muito instavel economicamente, devido a muitos riscos, tais como secas e cheias extremas, incêndios, doenças dos animais, flutuações de preços no mercado etc. Isso iria afetar severamente todo o sistema de manejo e a economia da região inteira, que iria se tornar fortemente dependente de uma única atividade, no caso, a pecuária.

Na otimização do uso de todos os recursos proposta pelo CUM, os usuários manejam todos os recursos disponíveis simultaneamente. Eles devem entrar em acordos comuns para evitar os conflitos de interesse sobre os usos da terra e os seus outros recursos. Cada grupo de usuários renuncia a parte de seus direitos para que se chegue a um compromisso que seja aceitável para todos eles (Capítulo 13). Do ponto de vista ecológico, esta alternativa é melhor, porque ela usa os recursos durante as fases terrestre e aquática de forma balanceada (Junk 1989b), e propicia a manutenção da integridade funcional e estrutural da várzea. Do ponto de vista socioeconômico, esta alternativa também é melhor, porque a diversificação de métodos de manejo e produtos torna o sistema economicamente mais estável e mais equitativo, pois permite que mais pessoas vivam dos recursos da várzea. Ela também é mais recomendável do ponto de vista político, porque ao incentivar atividades econômicas diversificadas, permite a manutenção de muitas pessoas na várzea. Também é mais flexível, porque é baseada em acordos que levam em consideração as condições ecológicas e socioeconômicas locais e regionais.

14.5 Zoneamento agro-econômico

No começo do século 19, o agro-economista alemão Thuenen observou que a agricultura rentável dependia do valor do produto, dos custos de estocagem, e da distância entre o produtor e o consumidor (custo de transporte). Ele desenvolveu um sistema de zoneamento agro-econômico (*Thuenesche Kreise*, anéis de Thuenen). Durante as últimas décadas, este sistema tem experimentado consideráveis modificações por causa do desenvolvimento de novas e mais eficientes possibilidades para o estoque e transporte de produtos agrários. Mesmo assim, o sistema ainda continua sendo válido.

Manaus depende em grande medida de produtos agrários que crescem em outras regiões do Brasil e são transportados por via aérea ou fluvial para a cidade. A análise de custo e benefício indica que a produção de frutas e vegetais na várzea é economicamente viável somente nos cinturões próximos às cidades, por causa da baixa produção relativa por unidade de área, a variação qualitativa do produto e os altos cus-

tos de transporte (Gutjahr 1996, Hund 1995, Capítulo 10). O mesmo se dá com o leite fresco. A produção de queijo é rentável a distâncias maiores da cidade, por causa do alto valor por unidade de volume do produto e porque este pode ser estocado por bastante tempo (Ohly & Junk 1999, Capítulo 10). A produção destes itens requer bastante mão-de-obra, que pode ser obtida mais facilmente próximo a Manaus, porque a densidade populacional na várzea aumenta com a aproximação da cidade.

A produção de carne é rentável até mesmo em maiores distâncias, por causa do alto preço do produto e o transporte fluvial barato. Além disso, nao existe problema de estocagem, porque o gado é transportado vivo. Custos de transporte também afetam a pesca. Pesca a longa distância somente é rentavel para a captura de espécies com alto valor de mercado ou de espécies ocorrendo em grandes cardumes, tais como o jaraqui. A captura de espécies com baixo valor de mercado só é rentavel próximo às cidades e para a subsistência (Capítulo 12).

Além da distância até os centros urbanos, o preço da maioria dos produtos da várzea é altamente influenciado pelo regime de cheias. A produção agrária se concentra na fase terrestre, o que pode baixar os preços no mercado devido a grande oferta na seca. Durante o período de cheia, a várzea não pode satisfazer a demanda de mercado e somente a importação de produtos pode resolver este problema. Os fazendeiros reagem à cheia com a oferta dos animais para o abate ou sua transferência para pastagens em terras mais altas, não inundáveis. Fazendeiros que têm propriedades na várzea adjacentes à terra-firme sao privilegiados e podem produzir carne em grandes quantidades, usando a alta qualidade dos pastos naturais da várzea durante a água baixa para a engorda. Porém, o arrendamento periódico de pastagens naturais na várzea para a engorda de animais da terra-firme durante o período de águas baixas ainda é uma opção muito rara. A oscilação dos preços também ocorre no mercado de peixes. Durante a água baixa, peixe é abundante e relativamente barato, com a água alta eles são escassos e mais caros (Capítulo 12). Porém, o estoque congelado do pescado tem reduzido as oscilações sazonais na sua disponibilidade. Faz alguns anos que a crescente oferta de peixes provenientes da piscicultura, por exemplo, do tambaqui (*Colossoma macropomum*) e do matrinxã (*Brycon melanopterus*) começa a reduzir o impacto da flutuação anual da oferta do pescado.

14.6 Zoneamento hidrológico

A importância do zoneamento agro-econômico para o desenvolvimento da terra-firme é bem conhecida e e ele é frequentemente usado em planos de desenvolvimento. Entretanto, na várzea, a situação é mais complexa e requer consideração adicional, pois a renda dos produtos não depende somente da distância do consumidor, mas também dos períodos de cheias e secas. O pulso de inundação determina o período de produção, a área disponível para a produção, o acesso à área (custos para o transporte do produto), e a probabilidade de perda parcial ou total do produto por conta de secas ou cheias extremas. Portanto, uma combinação de zoneamento hidrológico e agro-econômico é requerida.

Como já foi mostrado pelo CPI, a cada lugar na várzea pode ser atribuído um ponto ao longo do gradiente de inundação. A posição no gradiente determina por quanto tempo o lugar ficará inundado ou seco durante o ciclo anual. As condições ecológicas de todos os lugares determinam a ocorrência das espécies vegetais e, até uma certa extensão, a ocorrência de espécies animais, seu crescimento e taxa de produção. A Figura 1.5 (Capítulo 1) mostra, para a região ao redor de Manaus, que as áreas de várzea mais baixas do que 19,5 m são inundadas em média por mais de 300 dias, e são cobertas por plantas anuais. De 19,5 m para cima, ocorrem gramíneas perenes. Áreas em nível de 20,5 m são inundadas por menos de 270 dias e várias espécies de arbustos mais tolerantes à cheia começam a crescer. De 22 m para cima, correpondendo a 230 dias de inundação em média, uma floresta bem desenvolvida aparece, chamada floresta de várzea baixa (Capítulo 8). Se os métodos de manejo para a várzea não levarem em consideração esta característica, eles se arriscam a sérias perdas econômicas e criam grandes danos ao ambiente.

Uma análise dos dados hidrológicos ajudará o produtor a determinar quais áreas podem ser usadas para que tipo de atividade, como, por exemplo, para plantio de verduras, pasto ou árvores frutíferas. Ela também assiste ao produtor com uma análise de custo e benefício sobre a remoção da floresta alagável para o aumento de pastagens naturais. Além disso, ela permite uma estimativa de risco para períodos de cheias e secas extremas e determina um plano de desenvolvimento a médio e longo prazo (Capítulo 3). A falta de tais análises tem levado a grandes perdas econômicas. No começo da ocupação da Ilha de Marchantaria, muitas pessoas inexperientes vindas da terra-firme perderam suas lavouras, pois tentaram cultivar áreas baixas, que eram inundadas antes do período de colheita (observações pessoais de W. J. Junk).

Na região próxima a Manaus, até a década de 1990, áreas na cota de 24 m estavam em média 195 dias fora da água. Depois de se permitir 30 dias para a secagem da área e preparação da terra para o plantio, o pequeno produtor tem 165 dias para plantar e colher. Este período é suficiente para vários tipos de cultura. Entretanto, nas últimas décadas, em média a cada 4 anos, longos períodos de cheia reduzem a fase terrestre a 150 dias. Isto significa que, em média, os pequenos produtores se arriscam a cada 4 anos a perdas parciais. Nos últimos trinta anos as grandes cheias ocorreram por dois ou mais anos consecutivos, como no período 2012-2015, com impactos econômicos pesados para os pequenos produtores.

A análise hidrológica ajuda também os pecuaristas. Muitos cortam a floresta em terras baixas para aumentar a área de pasto. Porém, o gado não pode usar estas áreas adequadamente, pois elas só ficam fora da água por um curto período. Além da perda de tempo, trabalho braçal e dinheiro, tal comportamento também resulta numa destruição inútil da floresta alagável. Seria muito mais interessante economicamente manter estas florestas de várzea baixa para a extração seletiva da madeira e para se beneficiar da pesca. Além disso, a manutenção da floresta da várzea baixa iria beneficiar a manutenção da biodiversidade, combinando as necessidades econômicas com as exigências da proteção ambiental (Capítulo 11).

14.7 O Conceito de Administração Descentralizada e Participativa dos recursos pesqueiros

A experiência do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Ronováveis (IBAMA) com a administração centralizada da pesca no interior da Amazônia durante as últimas décadas foi decepcionante. A regulamentação centralizada da pesca na Amazônia não funciona de maneira satisfatória, porque as organizações estaduais e federais não consideram as peculiaridades regionais da pesca e o conhecimento da população local (McGrath et al. 1994). Isto leva a conflitos entre os pescadores profissionais e a população local, que usa os lagos das planícies inundáveis para a pesca de subsistência. Além do mais, a população não concorda com muitas das regras e, portanto, não as respeita. Em uma vasta área de baixa densidade populacional e de difícil acesso, a administração centralizada nao tem mão de obra suficiente para fazer cumprir as leis sem a cooperação da população local.

Isso levou ao desenvolvimento do "Conceito de Administração Descentralizada e Participativa dos Recursos da Pesca" (Fisher et al. 1992, IBAMA 1994, 1997, Ruffino 1996, Isaac et al. 1998, Capítulo 13). Nos anos de 1990, o IBAMA financiou experimentos com um novo tipo de participação administrativa, que é baseado em acordos entre os pescadores profissionais e as comunidades locais (Isaac et al. 1998). Estes acordos consideram o bem-estar das comunidades locais como, por exemplo, dando-lhes o direito de proibir a pesca em alguns lagos do seu território no período de água baixa para proteger o estoque de peixes, ou permitir somente a pesca de subsistência para suprir as suas próprias necessidades. As comunidades não têm o direito de impor a submissão aos acordos, mas podem pedir ajuda às autoridades locais. O IBAMA irá assistir e treinar as pessoas selecionadas pela comunidade para ajudar no cumprimento dos acordos. Antes dos seus direitos serem reconhecidos pelo IBAMA, as comunidades devem se organizar de maneira democrática e devem se registrar.

Uma outra forma de manejo comunitário foi desenvolvida na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, perto da cidade de Tefé, AM. Como primeiro passo, foi implantado o manejo dos estoques do pirarucu (*Arapaima gigas*) (Mc Grath & Castello 2015, Queiroz & Peralta 2010, Capítulo 13). O sucesso resultou na disseminação deste modelo também em outras regiões da várzea. O próximo passo será a exploração sustentável dos recursos madeireiros na base do modelo GOL (*Growth-Oriented Logging*), apresentado no Capítulo 11. Organizações Não Governamentais (ONGs) assistiram as comunidades nos procedimentos burocráticos. A ideia de permitir a participação da população local a nível de comunidade na administração dos recursos pesqueiros é uma ideia inovadora e muito promissora. Ela inclui a população desde o início do processo de elaboração dos acordos e o controle de suas observações e provê uma administração flexível da pesca, de acordo com as exigências locais e regionais.

O uso dos estoques de peixe é somente uma das várias maneiras de uso dos recursos naturais da várzea. Outros usuários, tais como pecuaristas, agricultores e silvicultores, podem entrar em sérios conflitos de interesse com a pesca. Por-

tanto, o conceito de manejo participativo e descentralizado somente terá sucesso quando todos os usuários da várzea forem incluídos. Existe a necessidade de estudos adicionais para que se analisem em maior detalhe as atividades dos diferentes usuários. Somente após detalhados estudos de impactos socioeconômicos terem sido completados é que os grupos de usuários podem chegar a acordos que sejam aceitáveis para todos e isso também inclui a proteção das principais estruturas e funções dos ecossistemas da várzea. O "Conceito do Pulso de Inundação" e o "Conceito de Múltiplo Uso" formam a base teórica para o "Conceito de Manejo Descentralizado e Participativo". A aceitação deste conceito irá depender da participação de todos os grupos de interesse, por meio de um processo de tomada de decisões. Os parceiros políticos são os governos do estado do Amazonas e Pará, o IBAMA, ONGs etc.; os parceiros científicos são as universidades, institutos de pesquisa (INPA, Museu Goeldi, IDSM, EMBRAPA, IBGE etc.); representantes dos grupos de usuários incluem as diferentes associações de desenvolvimento rural de criadores de gado, búfalo, fazendeiros, comunidades rurais, pescadores etc. Os primeiros acordos entre moradores e criadores de gado foram estabelecidos na década de 1990 (Capítulo 13).

Representantes das entidades políticas, principalmente o IBAMA e as SEMAs dos governos dos estados do Pará e Amazonas, em cooperação com ONGs, deveriam assumir a instalação de um novo sistema administrativo e estimular a discussão entre os diferentes grupos. Um alto nível de colaboração política é requerido por causa dos multiplos usos da várzea, demandando:

1. Elaboração de regras a nível regional, regulamentação de atividades de diferentes usuários, garantia do seguimento das regras e da legislação ambiental.

2. Assistência política e jurídica para o estabelecimento do sistema descentralizado e participação administrativa em grande escala.

3. Estímulo político e econômico, como, por exemplo na forma de créditos rurais, para melhorar os sistemas de manejo de mútiplo uso.

4. Assistência para estabelecer e/ou manter reservas ecológicas, parques nacionais, reservas indígenas e outras áreas de proteção na várzea.

A proteção ambiental somente é possível quando combinada com conceitos de manejo socialmente aceitáveis e economicamente rentáveis. A participação da população local no planejamento e realização das ações para implementação destes conceitos é de importância fundamental. Os conceitos aqui apresentados levam estes aspectos em consideração e são, portanto, uma possibilidade viável para o uso sustentável e a proteção ambiental da várzea e seus recursos naturais.

14.8 Os prós e contras das atividades de uso das várzeas

14.8.1 Pesca e cultivo de peixes

A pesca tem o mais baixo impacto ambiental na várzea e o maior potencial de desenvolvimento. Somente 50% do potencial de captura estimado de 900.000 toneladas de peixes é atualmente usado (Bayley & Petrere 1989, Capítulo 12). A pesca é de fundamental importância para o suprimento de proteínas da população amazônica. Portanto, a pesca deveria ser promovida e as atividades que seriamente prejudicam a pesca não deveriam

ser encorajadas. Ela é dividida em pesca comercial, que fornece peixe para os centros urbanos, e pesca de subsistência, que provê peixe para a população ribeirinha. Um ramo pequeno, porém, de importância regional, é a pesca de peixes ornamentais. Na Amazônia Central, a pesca profissional é de grande importância, porque ela fornece pescado para a cidade de Manaus. Ela emprega cerca de 45.000 pessoas no Estado do Amazonas. A pesca de subsistência contribui com aproximadamente 25% da produção pesqueira (não existem estatísticas confiáveis) do Estado do Amazonas (Capítulo 12). No Baixo Amazonas a pesca de subsistência tem maior importância (Capítulo 13).

Existem conflitos de interesse entre pescadores profissionais e ribeirinhos, com respeito aos direitos de pesca para o consumo humano. O sistema de manejo comunitário, que transfere direitos exclusivos de pesca para as comunidades ribeirinhas em uns poucos lagos selecionados, iria trazer benefícios para a pesca artesanal, sem limitar grandemente as atividades da pesca comercial.

Apesar da relativamente baixa taxa de exploração dos estoques pesqueiros de cerca de 50%, já existem sinais de sobrepesca em alguns especies grandes de alto valor comercial. O potencial de pesca pode ser melhor explorado somente quando o grande espectro de espécies for mais bem usado pela pesca comercial. O desenvolvimento de novos produtos e melhores estratégias de marketing são necessários para aumentar a aceitação destas outras espécies pelos consumidores de centros urbanos.

Por causa das grandes flutuações dos níveis da água e a conectividade dos lagos da várzea a outros corpos de água, o cultivo clássico de peixes é somente recomendado em lagos com características morfológicas específicas. O manejo de lago para aumentar a produção de espécies que se alimentam de frutos, por exemplo, por meio do reflorestamento das margens do lago com árvores que produzem frutos, seria uma alternativa viável para introduzir o cultivo de peixe de baixa intensidade nos lagos da várzea (Capítulo 13).

A legislação pesqueira até hoje não considera o impacto do pulso de inundação sobre os estoques para melhorar o aproveitamento deste recurso. É sabido que durante a descida do nível da água muitas espécies de peixes migram dos lagos para os canais de rios, onde eles podem ser facilmente capturados pelos pescadores. Durante o período de água baixa, existe uma grande quantidade de peixes no mercado, mas durante a água alta, o peixe é escasso e caro. O período da migração de peixes (piracema) pode interferir com essa tendência geral e pode levar a uma abundância de peixes no mercado durante a subida das águas, como no caso da oferta dos jaraquis (*Prochilodus* spp.) (Capítulo 12). Os peixes que ficam durante a seca nos lagos sofrem um grande estresse, porque a área e o volume do lago encolhem e a qualidade da água piora. Em geral os lagos conectados aos rios se tornam muito rasos. Quando os pescadores profissionais entram nestes lagos com suas grandes redes de arrasto, as condições de oxigênio se deterioram rapidamente, porque os sedimentos anóxicos são revolvidos. Isto frequentemente resulta em uma grande mortalidade de peixes, o que, além da perda do pescado, torna a água imprópria para o uso doméstico da população local e impotável para animais domésticos. A legislação pesqueira baseada nas variações do nível dos rios pode desencorajar tais atividades destrutivas.

No entanto, durante secas pronunciadas, lagos isolados secam completamente, o que resulta em mortalidade de todos os peixes presos e a perda desnecessária deste recurso para a economia local e regional. Os ribeirinhos sabem, pela sua experiência de muitos anos, quais lagos secam e quais ficam com água e servem como refúgio para os peixes e outros animais aquáticos. O manejo dos lagos pelas comunidades deveria dar-lhes a possibilidade de cadastrar no IBAMA aqueles lagos que secam completamente, para que eles possam ser completamente despescados pelas comunidades antes do começo da mortalidade em massa natural. Isso deveria incluir também os indivíduos com tamanho inferior ao permitido pela lei, porque eles vão morrer de qualquer jeito durante a seca. É necessário desenvolver um modelo de previsão da intensidade da seca, para informar os ribeirinhos com antecedência, para que eles tomem as providências necessárias a esta atividade. Já que muitas espécies despescadas nestas circunstâncias não servem para o consumo humano por causa do tamanho pequeno, tecnologias simples deveriam ser desenvolvidas para transformar este pescado em farinha de paixe para ração animal. Parte dos espécimens despescados nestas circunstâncias pode ser usada para a produção de farinha de peixe (piracuí). A parte que não serve para o consumo humano pode ser transformada em ração animal. O fato que a água baixa coincide com o pico da época seca permite o uso da energia solar para o processo da secagen do pescado triturado.

Infelizmente, o setor pesqueiro não tem recebido a devida atenção, especialmente quanto a fiscalização. Em outubro de 2015, o governo brasileiro extinguiu o Ministério de Pesca e Aquicultura e transferiu suas funções para uma secretaria do Ministério de Agricultura e Pecuária (MAPA). Logo em seguida, o governo suspendeu o Defeso Anual (período de defeso durante a época principal da desova de muitas espécies) e o pagamento do Seguro Defeso (seguro-desemprego durante os quatro meses do defeso). Isso é um retrocesso pesado na política pesqueira. Além do mais, um manejo adequado dos recursos pesqueiros requer o estabelecimento de um eficiente sistema de coleta de dados a longo prazo. Tal sistema poderia ser ligado a organizações governamentais e deveria cooperar com as instituições científicas para a análise dos dados. A presente coleta de dados depende fortemente da atividade individual de cientistas e, portanto, não tem perspectiva a longo prazo.

14.8.2 Extração de madeira e silvicultura

A extração de madeira nas planícies inundáveis é uma atividade economicamente importante e compete com sucesso com a extração de madeira da terra-firme, porque as toras podem ser transportadas por flutuamento. As árvores são cortadas durante o período de água baixa e enchente e transportadas da floresta durante o período de água alta. A qualidade da madeira é reduzida quando as toras ficam por um longo período na planície, porque a água não atingiu a altura suficiente para removê-las. A previsão da altura da cheia e o conhecimento da posição de uma árvore específica no gradiente de cheia iria evitar as perdas madeireiras (Capítulo 11).

Porém, as florestas de planície alagável estão entre as comunidades de plantas mais frágeis e merecem atenção especial, por causa das suas funções específicas, como, por exemplo, quebra de correntes e fogo, habitat para um grande

número de espécies de plantas e animais bem adaptados, fonte de alimento para importantes espécies comerciais de peixes, e estoque de carbono. Grandes áreas florestadas já têm sido destruídas em favor da criação de gado e para a agricultura. O manejo florestal na várzea é limitado à extração de madeira. Fontes de espécies de madeira valiosa serão exauridas em poucos anos, com exceção das Reservas de Desenvolvimento Sustentável, tais como o Mamirauá.

Um grande potencial para a silvicultura existe no reflorestamento de áreas degradadas, por meio do plantio de espécies de madeira nobre, e no manejo sustentável das áreas de florestas existentes. As árvores nativas são bem adaptadas à cheia de longo prazo e mostram taxas de produção que são tão altas quanto, ou até mesmo mais altas, do que outras florestas tropicais. Florestas manejadas e florestas plantadas na várzea não sofrem com perdas de nutrientes, por causa da entrada constante destes através das cheias. Plantações de florestas e um adequado manejo florestal também são altamente recomendáveis do ponto de vista ecológico.

Investimentos na silvicultura são empreendimentos a longo prazo e requerem a solução de questões legais em aberto com respeito à propriedade da terra na várzea. Fatores limitantes para a silvicultura moderna são a ainda existente falta de conhecimento básico sobre a biologia e a ecologia de espécies de árvores, e a falta de conceitos adequados para o manejo sustentável sob as condições de planície alagável.

14.8.3 Agricultura

Agricultura em pequena escala mantém uma parte da população nos ambientes rurais da várzea longe dos centros urbanos. A agricultura sazonal nos arredores, tanto dos principais, como dos menores mercados, contribui também para o suprimento complementar da população urbana com produtos locais (Capítulo 10). Porém, uma restrita variedade de cultivos, falta de mão de obra, altos custos de investimento nos sítios, moderada produção e retornos, saturação de mercado e transporte fluvial lento de produtos perecíveis limitam a presente e a futura extensão destes sistemas de produção. O cultivo de lavouras permanentes é limitado às elevações mais altas e, portanto, áreas de pequena extensão. Grandes plantações não existem e provavelmente vão continuar sendo não econômicas em vista da competição da terra-firme e altas produções em outras partes do Brasil, com boa infra-estrutura para processamento e transporte. A oferta de alguns produtos cultivados nas planícies alagáveis (como, p. ex., banana e manga) nos mercados regionais é substancial, mas deriva principalmente dos quintais domésticos e de pequenas plantações. Os quintais tradicionais são sistemas agroflorestais, frequentemente altamente diversificados, que desempenham um papel importante para subsistência, mas também têm grande potencial de venda do excedente. Portanto, este tipo de agricultura provavelmente não irá ocupar grandes áreas na várzea e não vai causar maiores impactos ambientais negativos. Mais pesquisa e esforços de extensão sobre colheitas bem adaptadas, medidas de cultivo, comercialização, e qualidade do produto final são necessários para o benefício das famílias e dos consumidores.

As planícies alagáveis da Amazônia Central geralmente não são convenientes para monocultura em grande escala, ocupando grandes extensões de área. O terreno è fortemente ondulado, por causa

dos processos de erosão e sedimentação do rio. Os solos predominantes têm textura pesada, requerem drenagem e são difíceis de se cultivar mecanicamente. A efetividade das medidas de controle da cheia é tecnicamente duvidosa, e provavelmente não econômica, em vista das grandes variações do nível de água, chegando em média a cerca de 10 m por ano. O regime de cheia requer o plantio durante a estação seca e a colheita durante as estações chuvosas, que iria requerer altos custos com irrigação e secagem artificial durante a colheita. Um desenvolvimento em direção à agricultura em grande escala iria forçar os investidores ao cultivo de culturas de exportação (p. ex., soja). Isto nao iria aumentar a produção de alimento básico e iria contribuir pouco para o desenvolvimento da região. A agricultura em larga escala iria levar a um aumento do desflorestamento que não pode ser justificado do ponto de vista econômico, ecológico ou social.

14.8.4 Pecuária

A pecuária de gado bovino e, no Baixo Amazonas, de búfalos, tem longa tradição na várzea. Porém, ela tem impactos negativos, devido à necessidade do desmatamento de grandes áreas de regiões florestadas nas áreas elevadas, para estender o período de pastejo dos animais na área. A produção de carne bovina é de nível baixo a médio, e a de búfalo satisfatória durante o período de água baixa (Capítulo 10). Devido à perda de peso durante o período de água alta, quando as gramíneas aquáticas ou as geralmente pobres pastagens de terra-firme servem de forragem, o ganho anual é bem menor do que nas tradicionais regiões de criação animal na terra-firme do Brasil. Os sistemas de pastagem das várzeas requerem, para o geralmente curto período de cheia, grandes pastagens na terra-firme (transumância, principalmente para o gado bovino), subutilizando-as a maior parte do tempo. Na maioria das fazendas, os animais se distribuem livremente na área, porque o cercamento geralmente é inadequado. Conflitos com a agricultura em várzeas densamente povoadas, principalmente próximas a cidades e vilas, são de preocupação constante, porque os agricultores competem pelas mesmas terras próximas aos mercados. As fazendas não contribuem para a manutenção da população na várzea, porque a necessidade de mão de obra é baixa.

Em áreas propícias, perto dos centros urbanos, prioridade deveria ser dada para a produção de alimentos perecíveis, como, por exemplo, vegetais, frutas e leite. Com exceção das regiões de pastos já estabelecidos (como, p. ex., em Parintins), cuidado deveria ser tomado em limitar o estabelecimento de fazendas para criação de animais.

Medidas adequadas para controlar a ampliação dos pastos para produção de carne poderiam ser a promoção de rebanhos em pequenas unidades ou fazendas especializadas (leite e queijo) em combinação com a engorda ou as fazendas familiares mistas, onde todo o potencial dos animais pode ser melhor usado (leite, carne e tração), ou a zonação de planícies alagáveis com certas restrições ao tamanho das fazendas e promoção de sistemas intensivos de produção. A seleção de material reprodutivo adaptado, saúde animal, pastagem e manejo do rebanho, sistemas de cercamento permanentes e econômicos (como, p. ex., cercas vivas) necessitam de atenção para pesquisa e extensão.

Os búfalos nas planícies alagáveis deveriam receber atenção especial. Devido à predominante criação animal extensi-

va aplicada ao gado bovino, no presente eles estão sendo subutilizados, principlamente com respeito a sua comprovada aptidão como animal de triplo propósito (carne, leite e tração) nas pequenas fazendas familiares mistas. Porém, em grandes números, os búfalos podem causar severos danos ao ambiente, acelerando, por exemplo, a colmatação de lagos permanentes, que servem como refúgios para os peixes durante a seca.

A produção de lacticínios tem longa tradição e está concentrada nas regiões de planícies alagáveis próximas aos mercados. O manejo é principalmente feito pelos pequenos fazendeiros em fazendas especializadas com mão de obra intensiva, usando um pequeno rebanho que é mantido todo o ano na várzea. A produção de leite é muito baixa (total e por vaca) e flutua consideravelmente ao longo do ano; a higiene e a tecnologia são pobres. A demanda por leite fresco é limitada, e a competição com o leite importado de alta qualidade e mais caro é forte. A produção local de queijo alcança a saturação de mercado durante o período de águas baixas.

Pequenas fazendas leiteiras são encontradas principalmente à mesma distância dos mercados que as fazendas de produção vegetal. Esta atividade não representa algum tipo de ameaça no futuro desenvolvimento do uso da planície alagável, porque esta área da várzea já é fortemente utilizada hoje. A saúde animal, a seleção de reprodutores adequados, e a melhora da tecnologia de produção deveriam receber mais atenção dos serviços de extensão (Capítulo 10).

14.9 Conclusão

A complexidade dos ecossistemas amazônicos e a sua tremenda biodiversidade levaram políticos, planejadores e cientistas a concluir que não têm conhecimento suficiente para elaborar sistemas de manejo baseados em dados científicos. Isso levou ao desenvolvimento de projetos caros, de baixa eficiência e baixo impacto prático, sem acompanhamento científico. Sem dúvida nenhuma, o conhecimento sobre a várzea amazônica está longe de ser satisfatório para uma sociedade moderna e dinâmica como o Brasil, que se encontra em ritmo acelerado de desenvolvimento. Por outro lado, nas últimas décadas, o nosso conhecimento sobre a ecologia da várzea e os métodos atuais de seu uso aumentou de tal forma, que as várzeas perto de Manaus se encontram entre as áreas alagáveis mais estudadas nos trópicos (Prefácio).

Então, onde está exatamente o problema? Na nossa opinião, ele está na separação entre ciência e desenvolvimento. Ciência básica é considerada por políticos e planejadores como um exercício acadêmico sem valor para a prática. Planejadores excluem cientistas da elaboração de projetos de desenvolvimento, porque eles têm medo que suas abordagens tecnocráticas sejam modificadas e que eles sejam criticados por falhas na realização dos projetos. Cientistas, por outro lado, frequentemente limitam-se à descrição dos problemas, muitas vezes já conhecidos, sem oferecer propostas práticas alternativas, cientificamente embasadas.

Onde está a solução? Nós fortemente acreditamos que a solução está na disposição dos políticos e planejadores de incluir a comunidade científica no planejamento e na execução dos projetos de desenvolvimento e na disposição de cientistas de alto nível e renome para participar dos projetos, assumindo também responsabilidade pelos suces-

sos e falhas. Cientistas têm que estar dispostos a submeter as suas hipóteses a testes na prática. "Aprender fazendo" pode ser uma abordagem viável na prática, mas ela necessita de um acompanhamento científico pormenorizado para substanciar as lições a serem aprendidas. De importância fundamental nesta abordagem é a participação da população local desde o começo do planejamento. O manejo sustentável de recursos naturais da várzea não pode ser alcançado sem a cooperação de todos os grupos locais e regionais envolvidos.

A abordagem apresentada no Conceito do Manejo Participativo Descentralizado é nova para a várzea, cujos recursos naturais foram até os anos de 1990 fortemente regulados pelo governo central em Brasília. O potencial deste conceito ainda não é explorado completamente e deveria incluir também outros grupos interessados, tais como agricultores, pecuaristas e silvicultores. Isso seria um passo importante para alcançar as finalidades do Conceito do Uso Múltiplo, que exige a otimização do aproveitamento pelas diferentes atividades, em vez da maximização do aproveitamento por uma única atividade.

Uma zonação agroeconômica é recomendável, para favorecer a produção de bens perecíveis, vegetais, frutas, leite e queijo próxima dos centros urbanos em áreas com acesso permanente ao transporte fluvial. A silvicultura, incluindo as plantações de floresta, deveria se concentrar nas áreas mais baixas e distantes dos centros urbanos. A criação de gado bovino e búfalo para a produção de carne deveria também se concentrar em áreas distantes dos centros urbanos. A pesca pode usar toda área da várzea, com exceção das áreas protegidas. Uma exploração mais intensiva do potencial pesqueiro deveria ser permitida nos arredores dos principais assentamentos. O desenvolvimento deste tipo de zonação pode ser estimulado pelo governo estadual, como, por exemplo, através de uma adequada legislação e controle de regulamentações, uma melhor avaliação de créditos e um apoio institucional fortemente orientado para pesquisa e extensão, bem como por outras instituições públicas e privadas relacionadas ao desenvolvimento regional. A legislação incompleta e parcialmente contraditória e os severos déficits no fortalecimento das regras existentes prejudicam o desenvolvimento sustentável da várzea e os seus recursos.

A análise da capacidade produtiva dos diferentes sistemas de manejo (Tabela 14.1) e de seus impactos ambientais mostra que a pesca tem a mais alta produtividade e os menores custos ambientais. Além disso, muitas pessoas estão direta e indiretamente envolvidas na pesca e nas atividades relacionadas a ela. Por isso, o manejo sustentável dos estoques pesqueiros deveria ter a mais alta prioridade, e as atividades dos outros grupos deveriam ser restringidas, quando o seu impacto aos estoques pesqueiros começar a ficar negativo. A abordagem do *Earth Inovation Institute* (2019) com a estratégia de reforçar o papel da pesca e piscicultura na Amazônia (*Amazon Back to Fish Strategy*) está dirigindo as atividades produtivas na direcao certa.

O manejo sustentável das florestas de várzea é outra atividade recomendável (Tabela 14.1), se forem aplicadas as recomendações do conceito GOL, apresentado no Capítulo 11. Reforestamento com árvores frutíferas pode favorescer a recuperação de espécies frugívoras, tais como o tambaqui e o matrinxã.

Tabela 14.1: Comparação da produtividade de terra e de trabalho associada com diferentes sistemas de produção na várzea da Amazônia Central (Junk et al. 2000c).

		Produtividade de terra	Produtividade de trabalho	Ganho por sítio
		US$/ha	US$/homem/dia	US$/ano
Básicos[a]		424	2,32	1.781
Verduras[a]				
(Sistema misto) baixo		468	2,24	1.639
	médio	883	4,59	3.890
	alto	1.130	7,62	6.890
(Sistema intensivo)	tomates	1.680	16,80	
	pepinos	1.300	12,20	
	alface	3.050	19,20	
Frutas				
	mamão	1.896	8,50	
	maracujá	1.846	8,00	
	banana	916	8,00	
	melancia	430	16,00	
Outros:				
	juta	480	1,80	
Criação de animais[a]				
Gado extensivo carne		33,8	4,90	
	queijo	30,6	5,56	
Gado intensivo leite		59,7	6,97	
Búfalo extensivo	carne	32,9	11,25	
Manejo de floresta[c]				
Retirada seletiva		15-57[c]		
Plantios[c]		79-237[c]		
Pesca[d]				
Atual		338		
Potencial		675		

[a]Junk et al. (2000c)

[b]Gutjahr (1996)

[c]Junk et al. (2010b)

[d]Produção teórica de pescado comestível 90 g/m2/ano (Bayley 1983) com um valor econômico de 1 US$/kg; uso atual 50%. Gastos para esforço de pesca: 25%

Agricultura de subsistência, em combinação com pesca artesanal, proporcionam condições de vida para muitas pessoas na várzea, porém o lucro é muito pequeno. Perto de centros urbanos, a produção de verduras e frutas tem alta capacidade produtiva (Tabela 14.1) e pode trazer lucro, porém a tecnologia de produção e as estratégias de venda têm que ser melhoradas. Agricultura familiar ou de pequena escala necessita muita mão de obra e mantém por isso muitas pessoas na várzea, que sem esta atividade iriam migrar para as cidades. Verduras e frutos estragam-se facilmente. Por isso, a sua produção deveria concentrar-se nas áreas perto dos consumidores. A agricultura destrói a floresta de várzea, porém ela só ocupa uma pequena parcela, porque ela se restringe aos diques altos perto dos canais dos rios. Por isso, não há necessidade de limitá-la.

Políticos e planejadores têm que se despedir definitivamente da ideia que as várzeas servem para o agronegócio em grande escala. Para o uso das várzeas vale: "*Small is beautiful*" (pequeno é bonito). Somente o pequeno produtor tem chance de sobreviver (Capítulo 9). Agricultura em escala agroindustrial iria destruir a floresta alagável em grande escala e iria aumentar os riscos de intoxicação dos estoques pesqueiros pela lixiviação de agrotóxicos aplicados nas lavouras. Além disso, a variabilidade dos solos e da morfologia do terreno, em combinação com o pulso de inundação, iriam fazer agroindústrias antieconômicas.

Criação de gado bovino e búfalos ocupa grandes áreas na várzea e está se expandindo, porque os fazendeiros têm poder econômico grande, a terra é barata, o preço para carne e alto, e as fazendas precisam pouca mão de obra. Porém, a produtividade de terra é baixa (Tabela 14.1) e os custos ambientais são altos, por causa da destruição em grande escala da floresta alagável. Cerca de 70% da carne bovina consumido no Estado do Amazonas vem de outros estados na forma resfriada. A participação da várzea é pequena e concentra-se na cheia, nos meses de março até julho, quando os fazendeiros vendem os animais para abate em Manaus (Carrero et al. 2015). Pecuária compete com a agricultura e a silvicultura pelo terreno e influencia de uma maneira negativa a pesca. Para aumentar a produtividade, os fazendeiros deveriam investir mais na intensificação da produção em vez de na expansão de suas fazendas. O tamanho das fazendas de gado perto das cidades deveria ser restringido em favor da agricultura.

Criação de gado bovino e búfalos ocupa grandes áreas na várzea e está se expandindo, porque os fazendeiros têm poder econômico grande, a terra é barata, o preço da carne é alto, e as fazendas precisam pouca mão de obra. Porém, a produtividade da terra é baixa (Tabela 14.1) e os custos ambientais são altos, por causa da destruição em grande escala da floresta alagável. Pecuária compete com a agricultura e a silvicultura pelo terreno e influencia de uma maneira negativa a pesca. Para aumentar a produtividade, os fazendeiros deveriam investir mais na intensificação da produção ao invés da expansão de suas fazendas. O tamanho das fazendas de gado perto das cidades deveria ser restringido em favor da agricultura.

Um crescente problema para a produção agricola e a pecuária e o aumento das enchentes grandes com níveis máximos acima de 29 metros nas décadas recentes. Desde 1903 ocorreram 16 eventos de cheias severas e sete destes eventos ocor-

reram durante os últimos 11 anos, entre eles as duas maiores inundações nos anos de 2012 e 2009. Durante o período de 113 anos, o nível médio da água aumentou aproximadamente 1 m (Barichivich et al. 2018) e a amplitude anual aumentou nos últimos 30 anos em 1,5 m em comparação com o período anterior. Essa mudança maciça no pulso de inundação resultou nos últimos 30 anos em um declínio significativo na duração da fase terrestre nas topografias relevantes para a pecuária e a agricultura (Figura 14.3), levando a graves impactos econômicos e sociais. Especialmente durante o período de 2011/12-2014/15, a fase terrestre nas várzeas da Amazônia Central foi durante quatro anos consecutivos dois meses mais curta nas altas elevações, relevantes para a pecuária e a produção agrícola, em comparação com as média da duração da fase terrestre no período de 1903/04 a 1988/89. Na prática isso significa que muitas áreas da várzea ficam menos tempo fora da água à disposição da agricultura e da pecuária em comparação com períodos anteriores, e os riscos de perdas aumentam consideravelmente.

No outro extremo, a alteração na frequência de níveis extremamente baixos de água é menos evidente durante os últimos 113 anos (Barichivich et al. 2018). No entanto, pode-se observar uma redução no nível mínimo anual da água de cerca de 65 cm em média nos últimos 30 anos em comaparação com o período anterior (1902-89). As secas extremas, como nos anos de 2005 e 2010, isolaram muitos ribeirinhos do contato com os centros urbanos. Durante a seca de 2010 comunidades inteiras tinham que ser abastecidas durante várias semanas por helicopteros com alimentos basicos, inclusive água potavel, e medicamentos.

Isso mostra a grande importância da previsão do nível da água. Até agora esta previsão é fornecida anualmente para a região de Manaus pelo método elaborado por Schöngart & Junk (2007, Capítulo 3) com mais de três meses de antecedência e pelo Servico Brasileiro Geologico (CPRM) que, além disso, monitora os níveis da água em outras regiões da várzea amazõnica. Porém, o nível de água dos grandes rios amazônicos é influenciado por vários processos de escalas temporais e espaciais diferentes. A variabilidade interanual dos níveis máximos na Amazônia Central é fortemente influenciada por eventos de El Niño e La Niña que ocorrem de dois a sete anos, provocados pelo aumento (El Niño) e esfriamento (La Niña) da temperatura superficial do Oceano Pacífico Equatorial nas regiões Central e Leste. Em anos de El Niño, chuvas em grande parte da Bacia Amazônica diminuem e resultam em inundações fracas, enquanto anos de La Niña aumentam as chuvas e as inundações são mais fortes de que em anos regulares. Estes eventos também modulam parcialmente o regime de águas baixas que é fortemente influenciado pelo gradiente meridional do Atlântico Tropical (Capítulo 3). Além desta variabilidade interanual, oscilações multidecadais do Oceano Pacífico (IPO) e do Oceano Atlântico (AMO) modulam os regimes de cheias e secas em longo prazo. Fases frias da IPO tendem a aumentar a frequência e a magnitude de inundações grandes, enquanto fases quentes de AMO favorecem a magnitude e frequência de secas pronunciadas e aumentam a amplitude anual do nível da água na Amazônia Central. Esta constelação ocorreu durante as últimas décadas e contribuiu para o aumento da amplitude da flutuação do nível do Rio Amazonas. Os múltiplos processos que

influenciam a hidrologia dos grandes rios amazônicos fazem previsões de longo prazo muito difícil. A intensificação do ciclo hidrológico resultando em um aumento de eventos hidro-climáticos extremos vai criar no futuro problemas severos econômicos e sociais para os ribeirinhos que vivem nas várzeas e igapós.

A biodiversidade da várzea é fortemente ligada à alta diversidade dos macrohabitats, que tem que ser mantida pelos diferentes sistemas produtivos. Macrohabitats chaves são os diferentes tipos de floresta alagável, porque além do grande número de espécies de árvores, eles oferecem habitats para inúmeros invertebrados terrestres, que vivem no solo da floresta e periodicamente ou permanentemente na sua copa, e para muitas espécies de peixes, pássaros, anfíbios, répteis e mamíferos. Preservação e manejo sustentável da floresta de várzea será um dos grandes desafios para o manejo sustentável da várzea, porque uma vez destruída, a floresta de várzea vai necessitar séculos para se recuperar (Capítulo 8).

Para melhorar a eficiência dos diferentes sistemas de produção, projetos-pilotos são necessários, combinando desenho experimental científico com execução orientada na prática. Propostas para as atividades específicas foram feitas nos respectivos capítulos. Os projetos deveriam ser realizados em intensiva cooperação entre instituições científicas, os diferentes grupos de usuários e os governos dos estados. Aspectos chaves deveriam ser viabilidade econômica, impacto ambiental e aceitação social. Isso iria aumentar a produtividade da terra e do trabalho e justificar economicamente o melhoramento da infraestrutura na várzea, para o bem da população local.

Figure 14.3: Anomalias da duração da fase terrestre durante o período da intensificação do ciclo hidrológico na Amazônia Central (últimos 30 anos) para as elevações de 24, 26 a 28 m com referência aos dados de nível de água obtidos no Porto de Manaus (dados: Agência Nacional de Águas–ANA). A linha zero indica para as diferentes elevações a duração média da fase terrestre, que começa na segunda metade do ano e termina na primeira metade do ano seguinte, durante o período de 1903/04 a 1988/89. As anomalias da fase terrestre nos últimos 30 anos foram derivadas a partir dessa média de longo prazo para cada elevação.

Referências bibliográficas

Acuña, C. (1859): New discovery of the great river of the Amazons. In: Markham, C.R. (org.): Expeditions into the valley of the Amazons, 1539, 1540, 1639. London: The Hacluyt Society, First Series No. 24: 47-142.

Acuña, C. (1865): Novo descobrimento do grande rio das Amazonas. Revista do Instituto Histórico e Geografico Brasileiro, Rio de Janeiro, 28(2): 163-265.

Ad Hoc Panel on Aquatic Weeds (1976): Making aquatic weeds useful: some perspectives for developing countries. National Academy of Sciences, Washington DC: 174pp.

Adis J. & Latif, M. (1996): Amazonian arthropods respond to El Niño. Biotropica 28(3): 403-408.

Adis, J. & Junk, W.J. (2002): Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: A review. Freshwater Biology 47: 711-731.

Adis, J. & Junk W.J. (2003): Feeding impact and bionomics of grasshopper *Cornops aquaticum* on the water hyacinth *Eichhornia crassipes* in the Central Amazonian foodplains. Studies on Neotropical Fauna and Environment 38: 245-249.

Adis J., Amorim, M.A., Erwin, T.L. & Bauer, T. (1997): On ecology, life history and survival strategies of a wing-dimorphic ground beetle (Col.: Carabidae : Odacanthini : Colliuris) inhabiting central Amazonian inundation forests. Studies on Neotropical Fauna and Environment 32: 174-192.

Albano, C.J. & Vasconcelos, E.C. (2013): Análise de casos de pesca esportiva no Brasil e propostas de gestão ambiental para o setor. Revista Brasileira de Ciências Ambientais 28: 77-89.

Albernaz, A.L.K.M. & Ayres, J.M. (1999): Logging along the Middle Solimões River. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 135-151.

Albert, J.S., Petry, P. & Reis, R.E. (2011): Major biogeography and phylogenetic patterns. In: Albert J.S. & Reis R.E (eds.): Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes. University of California Press, Berkeley & Los Angeles: 21-57.

Alder, D. & Silva, J.N.M. (2000): An empirical cohort model for management of terra firme forests in the Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 130: 141-157.

Almeida, D.R.A., Nelson, B.W., Schietti, J., Gorgens, E.B., Resende, A.F., Stark, S.C. & Valbuena, R. (2016): Contrasting fire damage and fire susceptibility between seasonally flooded forest and upland forest in the Central Amazon using portable profiling LiDAR. Remote Sensing of Environment 184: 153-160.

Almeida, O. (org.) (2006): Manejo de pesca na Amazônia brasileira. Peirópolis, São Paulo.

Almeida, O., McGrath, D.G. & Ruffino, M.L. (2001): The commercial fisheries of the lower Amazon: an economic analysis. Fisheries Management and Ecology 8(3): 253-269.

Almeida, O.T., Lorenzen, K. & McGrath, D.G. (2008): Fishing agreements in the lower Amazon: for gain and restraint. Fisheries Management and Ecology 16(1): 61-67.

Almeida, S.S., Amaral, D.D. & Silva, A.S.L. (2004): Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário Amazônica. Acta Amazonica 34: 513-524.

Almudi, T. & Costa Pinheiro, J.O. (2015): Dados estatísticos da produção agropecuária e florestal do Estado do Amazonas: Ano 2013. EMBRAPA, Brasília: 105pp.

Alonso, J.C. & Pirker, L.E.M. (2005): Dinâmica populacional e estado atual da exploração da piramutaba e da dourada. In: Fabré, N.N. & Barthem, R.B. (orgs.): O manejo da pesca dos grandes bagres migradores: piramutaba e dourada no eixo Solimões-Amazonas. Pro-Várzea/IBAMA, Manaus, Coleção Documentos Técnicos: Estudos Estratégicos: 19-28.

Altahyde, S., Mathews, M., Bohlman, S., Brasil, W., Doria, C.R.C., Dutka-Gianelli, J., Fearnside, P.M., Loiselle, B., Marques, E.E., Melis, T.S., Millikan, .B, Moretto, E.M., Oliver-Smith, A., Rossete, A., Vacca, R. & Kaplan, D. (2019): Mapping research on hydropower and sustainability in the Brazilian Amazon: advances, gaps in knowledge and future directions. Current Opinion in Environmental Sustainability 37: 50-69.

Amaral, E., De Sousa, I.S., Goçalves, A.C.T., Braga, R., Ferraz, P. & Carvalho, G. (2011): Manejo de pirarucus (*Arapaima gigas*) em lagos de várzea de uso exclusivo de pescadores urbanos. Série Protocolos de Manejo de Recursos Naturais 1, Instituto Mamirauá, Tefé, AM.

Amaral, P. & Amaral Neto, M. (2005): Manejo florestal comunitário: processos e aprendizagens na Amazônia brasileira e na América Latina. IEB/IMAZON, Belém.

Amaral, S.P. (2003): Estabelecimento de indicadores e modelo de relatório de sustentabilidade ambiental, social e econômica: uma proposta para a indústria de petróleo brasileira. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: 250pp.

Amarasekera, K.N., Lee, R.F., Williams, E.R. & Eltahir, E.A.B. (1997): ENSO and the natural variability in the flow of tropical rivers. Journal of Hydrology 200: 24-39.

Amorim, M.A., Adis, J. & Paarmann, W. (1997): Ecology and adaptation of the tiger beetle *Pentacomia egregia* (Chaudoir) (Cicindelinae: Carabidae) to Central Amazonian floodplains. Ecotropica 3: 71-82.

Amorozo, M.C.M. (1981): Alimentação em um bairro pobre de Manaus, Amazonas. Acta Amazonica 11(3)(Supl.): 1-43.

Amorozo, M.C.M. & Gély, A. (1988): Uso de plantas medicinais por caboclos do Baixo Amazonas. Barbacena, PA, Brazil. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Botânica 4: 13-47.

Anderson, A.B., Mousasticoshvily Jr., I. & Macedo, D.S. (1999): Logging of *Virola surinamensis* in the Amazon floodplain: Impacts and alternatives. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 119-133.

Anderson, E.P., Jenkins, C.N., Heilpern, S., Maldonado-Ocampo, J.A., Carvajal-Vallejos, F.M., Encalada, A.C., Rivadeneira, J.F., Hidalgo, M., Cañas, C.M., Ortega, H., Salcedo, N., Maldonado, M. & Tedesco, P.A. (2018): Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. Science Advances 4: eaao1642.

Andrade, V.H.F., Machado, S.A., Figueiredo Filho, A., Botosso, P., Miranda, B.P. & Schöngart, J. (2019): Growth models for two commercial tree species in upland forests of the Southern Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 438: 215-223.

Andreoli, R.V. & Kayano, M.T. (2005): ENSO-related rainfall anomalies in South America and associated circulation features during warm and cold Pacific Decadal Oscillation regimes. International Journal of Climatology 25: 2017-2030.

Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica (2019): Dísponível em: http://www.aneel.gov.br/ Acesso em: 26/02/2019.

Anjos, H.D.B., Amorim, de S.R.M., Siqueira J.A. & Anjos C.R. dos: (2009): Exportação de peixes ornamentais do estado do Amazonas, Bacia Amazonica, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca 35: 259-274.

Annibal, S.R.P. & Oliveira, J.F.D. (1981): Peixes da Amazônia Ocidental. In: Relatório do Segundo Encontro do Grupo de Treinamento (GTT) sobre avaliação de estoques. PDP/SUDEPE, Brasilia (Documento Técnico PDP-Versão preliminar): 354-364.

ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2018): Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis. Rio de Janeiro: 265pp.

APG II (2003): An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Botanical Journal of the Linnean Society 141: 399-436.

Aragão, L.E.O.C., Anderson, L.O., Fonseca, M.G., Rosan, T.M., Vedovato, L.B., Wagner, F.H., Silva, C.V.J., Silva Jr, C.H.L., Arai, E., Aguiar, A.P., Barlow, J., Berenguer, E., Deeter, M.N., Domingues, L.G., Gatti, L., Gloor, M., Malhi, Y., Marengo, J.A., Miller, J.B., Phillips, O.L. & Saatchi, S. (2018): 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. Nature Communications 9(1): 536.

Araújo-Lima, C.A.R.M. & Oliveira, E.C. (1998): Transport of larval fish in the Amazon. Journal of Fish Biology 53(Supl. A): 297-306.

Araújo-Lima, C.A.R.M., Forsberg, B.R., Vitoria, R. & Martinelli, L. (1986): Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. Science 234: 1256-1258.

Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M. & Silva, J.N.M. (2005): Selective logging in the Brazilian Amazon. Science 310: 480-482.

Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., Defries, R. & Emerson, R. (2009): A contemporary assessment of change in humid tropical forests. Conservation Biology 23: 1386-1395.

Assahira, C., Piedade, M.T.F., Trumbore, S.E., Wittmann, F., Cintra, B.B.L., Batista, E.S., Resende, A.F. & Schöngart, J. (2017): Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. Forest Ecology and Management 396: 113-123.

Assis, E. & Castro, E. (2013): Princípios de manejo florestal. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM), Tefé, Brasil.

Assis, R.L. & Wittmann, F. (2011): Forest structure and tree species composition of the understory of two central Amazonian várzea forests of contrasting flood heights. Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 206: 251-260.

Assis, R.L., Wittmann, F., Piedade, M.T.F. & Haugaasen, T. (2015): Effects of hydroperiod and substrate properties on tree alpha diversity and composition in Amazonian floodplain forests. Plant Ecology 216: 41-54.

Avé-Lallemant, R. (1860): Reise durch Nord-Brasilien im Jahre 1859. 2. Theil. Leipzig: F.A. Brockhaus: 369pp.

Ayres, J.M. (1993): As matas de várzea do Mamirauá. MCT/CNPq, Sociedade Civíl Mamirauá, Brasília.

Ayres, J.M., Alves, A.R., Queiroz, H.L., Marmontel, M., Moura, E., Lima, D.M., Azevedo, A., Reis, M., Santos, P., Silveira, R. & Masterson, D. (1998): Mamirauá. Die Erhaltung der Artenvielfalt in einem amazonischen Überschwemmungswald. In: Freitas, M.L.D. de (ed.): Amazonien: Himmel der Neuen Welt. Bonn, Alemanha: 262-274.

Ayres, J.M., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Queiroz, H.L., Pinto, L.P., Masterson, D. & Cavalcanti, R.B. (2005): Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Sociedade Civil Maminaurá, Belém.

Azevedo, P.A. (1970): A Transamazônica como fator de desenvolvimento da pesca na Amazônia. Equipesca Journal 7: 35.

Baker, J.M. (1970): The effects of oils on plants. Environmental Pollution 1(1): 27-44.

Baker, T.R., Pennington, R.T., Magallon, S., Gloor, E., Laurance, W.F., Alexiades, M., Alvarez, E., Araujo, A., Arets, E.J.M.M., Aymard, G., Oliveira, A.A. de, Amaral, I., Arroyo, L., Bonal, D., Brienen, R.J.W., Chave, J., Dexter, K.G., Fiore, A. di, Eler, E., Feldpausch, T.R., Ferreira, L., Lopez-Gonzalez, G., Heijden, G. van der, Higuchi, N., Honorio, E., Huamantupa, I., Killeen, T.J., Laurance, S., Leaño, C., Lewis, S.L., Malhi, Y., Marimon, B.S., Marimon Jr., B.H., Monteagudo Mendoza, A., Neill, D., Peñuela-Mora, M.C., Pitman, N., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez Angulo, H., Rudas, A., Ruschel, A.R., Salomão, R.P., Andrade, A.S. de, Silva, J.N.M., Silveira, M., Simon, M.F., Spironello, W., Steege, H. ter, Terborgh, J., Toledo, M., Torres-Lezama, A., Vasquez, R., Vieira, I.C.G., Vilanova, E., Vos, V.A. & Phillips, O.L. (2014): Fast demographic traits promote high diversification rates of Amazonian trees. Ecology Letters 17: 527-536.

Balbach, A. (1973): A flora nacional na medicina doméstica. vol. II, 3a ed., Editora Edificação do Lar, São Paulo: 919pp.

Balslev, H., Lutteyn, J., Øllgaard, B. & Holm-Nielsen, L. (1987): Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. Opera Botanica 92: 37-57.

Barbosa, A.C.M.C., Pereira, G.A., Granato-Souza, D., Santos. R.M. & Fontes, M.A.L. (2018): Tree rings and growth trajectories of tree species from seasonally dry tropical forest. Australian Journal of Botany 66: 414-427.

Barbosa, N.K.M., Kirchner, F.F. & Piedade, M.T.F. (2008): Biomassa aérea e submersa de uma herbácea semi-aquática da várzea da Amazônia Central. Revista Brasileira de Biociências 5: 1-4.

Barbosa, W.B. & Batista, V.S. (2008): Características da pesca comercial efetuada na região de Tefé, Médio Solimões, Amazônia Central. Boletim Técnico-Científico do CEPNOR 8: 113-124.

Barichivich, J., Gloor, E., Peylin, P., Brienen, R.J.W., Schöngart, J., Espinoza, J.C. & Pattnayak, K.C. (2018): Recent intensification of Amazon flooding extremes driven by strengthened Walker circulation. Science Advances 4(9): eaat8785.

Barros, A.C. & Uhl, C. (1995): Logging along the Amazon River and estuary: Patterns, problems, and potential. Forest Ecology and Management 77: 87-105.

Barros, A.C. & Uhl, C. (1997): Padrões, problemas e potencial da extração madeireira ao longo do Rio Amazonas e do seu estuário. Série Amazônia N° 04, IMAZON, Belém.

Barros, A.C. & Uhl, C. (1999): The economic and social significance of logging operations on the floodplains of the Amazon estuary and prospects for ecological sustainability. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 153-168.

Barthem, R.B. (1999a): A pesca comercial no médio Solimões e sua interação com a reserva Mamirauá. In: Queiroz, H.L. & Crampton, W.G.R. (eds): Estratégias para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá. Sociedade Civil Mamirauá. MCT-CNPq: 72-107.

Barthem, R.B. (1999b): Várzea fisheries in the middle rio Solimões. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 7-28.

Barthem, R.B. & Petrere, M.Jr. (1995): Fisheries and population dynamics of *Brachyplatystoma vallantii* (Pimelodidae) in the Amazon Estuary. In: Armantrout, N.B. & Wolotira, R. (eds.): Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 1. Condition of the World's Aquatic Habitats. New Delhi, India. Oxford and IBH Publishing Co. Pvt. Ltd., Vol. 1: 329-340.

Barthem, R.B. & Goulding, M. (1997): The catfish connection: ecology, migration, and conservation of Amazon predator. Columbia University Press: 184pp.

Barthem, R.B. & Fabré, N.N. (2004): Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: Ruffino, M.L. (ed.): A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira. IBAMA/ProVárzea, Manaus: 17-62.

Barthem, R. & Goulding, M. (2007): An unexpected ecosystem: The Amazon as revealed by fisheries. Missouri Botanical Garden Press.

Barthem, R.B., Petrere, M. Jr., Issac, V., Ribeiro, M.C.L.B., McGrath, D., Vieira, I.J.A. & Barco, M.V. (1997): A pesca na Amazônia: Problemas e perspectivas para o seu manejo. In: Valladares–Pádua, C., Bodmer, R. E. & Cullen Jr., L. (eds.): Manejo e conservação da vida silvestre no Brasil, MCT/CNPp/Sociedade Civil Mamirauá: 173-185.

Bastos, W.R. & Lacerda, L.D. (2004): A contaminação por mercúrio na bacia do Rio Madeira: uma breve revisão. Geochimica Brasiliensis 18(2): 99-114.

Bates, H.W. (1879): The Naturalist on the River Amazon. A record of adventures, habits of animals, sketches of brazilian and indian life, and aspects of nature under the equator, during eleven years of travel. London: J. Murray, Fifth Edition: 395pp.

Batista, V.S. (1998): Distribuição, dinâmica da frota e dos recursos pesqueiros da Amazônia Central. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/ Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus: 291pp.

Batista, V.S. (2003): Caracterização da frota pesqueira de Parintins, Itacoatiara e Manacapuru, estado do Amazonas. Acta Amazonica 33: 291-302.

Batista, V.S. & Petrere Jr., M. (2003): Characterization of the commercial fish production landed at Manaus, Amazonas State, Brazil. Acta Amazonica 33: 53-66.

Batista, V.S. & Isaac, V.J. (orgs.) (2012): Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada. IBAMA/ProVárzea, Brasília.

Batista, V.S., Inhamuns, A.J., Freitas, C.E.C. & Freire-Brasil, D. (1998): Characterization of the fishery in river communities in the low-Solimões/high-Amazon region. Fisheries Management and Ecology 5: 419-435.

Batista, V.S., Freitas, C.E. de, Silva, A.J.I. da & Freire-Brasil, D (2000): The fishing activity of the river people in the floodplains of the Central Amazon. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 417-432.

Batista, V.S., Isaac, V.J. & Viana, J.P. (2004): Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: Ruffino, M.L. (ed.): A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira. IBAMA/ProVárzea, Manaus: 63-151.

Batista, V.S., Isaac, V.J., Fabré, N.M., Gonzales, J.C.A., Almeira, O., Rivero, S. & Oliveira Júnior, J.N. (2012): Peixes e pesca no Solimões Amazonas: uma avaliação integrada. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. IBAMA/ProVárzea, Brasília: 276pp.

Bauch, S., Sills, E., Rodriguez, L.C.E., McGinley, K. & Cubbage, F. (2009): Forest policy reform in Brazil. Journal of Forestry 107(3): 132-138.

Baumeister, W. & Ernst, W. (1978): Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York: 416pp.

Bayley, P.B. (1981): Fish yield the Amazon in Brazil: Comparison with African rivers yields and management possibilities. Transactions of the American Fisheries Society 110: 351-359.

Bayley, P.B. (1983): Central Amazon fish populations: biomass, production and some dynamic characteristcs. PhD Thesis, Dalhousie University. Halifax, Nova Scotia, Canada: 330pp.

Bayley, P.B. (1989): Aquatic environments in the Amazon basin, with an analysis of carbon sources, fish production, and yield. In: Dodge, D.P. (ed.): Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106: 399-408.

Bayley, P.B. & Petrere, M. Jr. (1989): Amazon fisheries: Assessment methods, current status, and management options. In: Dodge, D.P. (ed.): Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106: 385-398.

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W. & Courchamp, F. (2012): Impacts of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letters 15(4): 365-377.

Benatti, J.H., Surgik, A.C.S., Treccani, G.D., McGrath, D.G. & Gama, A.S.P. da (2006): A questão fundiária e o manejo dos recursos naturais da várzea: análise para a elaboração de novos modelos jurídicos. IBAMA/ProVárzea, MMA, Manaus, Brazil.

Benchimol, S. (1979): Petróleo na selva do Juruá: o rio dos índios-macacos. Editora da Universidade do Amazonas, Manaus: 343pp.

Benchimol, S. (1995): Judeus no ciclo da borracha. Trabalho apresentado no I Encontro Brasileiro de Estudos Judaicos da Universidade do Rio de Janeiro, no período de 24 a 26 de outubro de 1994. Manaus: Edição Imprensa Oficial: 97pp.

Béné, C., Steel, E., Luadia, B.K. & Gordon, A. (2009): Fish as the "bank in the water" – Evidence from chronic-poor communities in Congo. Food Policy 34(1): 108-118.

Bentes-Gama, M. de, Scolforo, J.R.S., Gama, J.R.V. & De Oliveira, A.D. (2002): Estrutura e valorização de uma floresta de várzea alta na Amazônia. Cerne 8(1): 88-102.

Best, R.C. (1981): Foods and feeding habits of captive and wild Sirenia. Mammal Review 11: 3-29.

Bhowmik, N.G. & Stall, J.B. (1979): Hydraulic geometry and carrying capacity of floodplains. University of Illinois, Water Resources Center. Research Report 145 UILU-WRC-79-0145, Champaign, IL: 147pp.

Bjerknes, J. (1969): Atmospheric teleconnections from the equatorial Pacific. Monthly Weather Review 97(3): 163-172.

Blaser, J., Sarre, A., Poore, D. & Johnson, S. (2011): Status of tropical forest management 2011. ITTO Technical Series No 38. International Tropical Timber Organization, Yokohama, Japão.

Bleich, M.E., Piedade, M.T.F., Knopki, P.B., Castro, N.G.D., Jati, S.R. & Sousa, R.N. (2014): Influência das condições do habitat sobre a estrutura de herbáceas aquáticas na região do Lago Catalão, Manaus, AM. Acta Amazonica 44: 481-490.

Boltz, F., Carter, D.R., Holmes, T.P. & Pereira, R. Jr. (2001): Financial returns under uncertainty for conventional and reduced impact logging in permanent production forests of the Brazilian Amazon. Ecological Economics 39: 387-398.

Bomfim, R.S. de Sá (1997): Zona Franca versus pacote fiscal: Vitória de Pirro? A Crítica, Manaus, p. A11, 02 de dezembro de 1997.

Botero, J.I.S., Farias, M.L. de., Piedade, M.T.F. & Garcez, D.S. (2003): Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Knuth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. Acta Scientiarum 25(2): 369-375.

Boyd, C.E. (1971): The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. Washington American Fisheries Society 8: 153-166.

Braendle, R. & Crawford, R.M.M. (1987): Rhizome anoxia tolerance and habitat specialization in wetland plants. In: Crawford, R.M.M. (ed.): Plant life in aquatic and amphibious habitats. Special Publication Number 5 of the British Ecological Society, Blackwell Scientific Publications, Oxford: 397-410.

Brampton, J. (2001): Programa de manejo florestal comunitário. Documento de trabalho. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. MCT/CNPq-ProManejo-DFID, Brasil (não publicado).

Brandis, D. (1856): Report on the teak forests of Pegu. A memorandum on the teak in the Tharawaddy Forests. Printed by George Edward Eyre and William Spottiswoode, London, UK.

Brandis, D. (1898): Forsteinrichtung in den Teakwaldungen von Pegu. Allgemeine Forst & Jagdzeitung 74: 45-52.

Brasil (2008): Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Plano Nacional de Recursos Hídricos, Volume 4: Programas Nacionais e Metas. Brasília.

Brasil (2009): Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca. Lei Nº 11.959, de 29 de junho de 2009.

Brasil (2017): Ministério de Minas e Energia/Empresa de Pesquisa Energética. Plano Decenal de Expansão de Energia 2026. MME/EPE, Brasília.

Brauner, C.J., Ballantyne, C.L., Vijayan, M.M. & Val, A.L. (1999): Crude oil exposure affects air breathing frequency, blood phosphate levels and ion regulation in an air – breathing teleost fish, *Hoplosternun littorale*. Comparative Biochemistry and Physiology 123: 127-134.

Brienen, R.J.W. & Zuidema, P.A. (2006): The use of tree rings in tropical forest management: projecting timber yields of four Bolivian tree species. Forest Ecology and Management 226: 256-267.

Brienen, R.J.W. & Zuidema, P.A. (2007): Incorporating persistent tree growth differences increases estimates of tropical timber yield. Frontiers in Ecology and the Environment 5: 302-306.

Brienen, R.J.W., Zuidema, P.A. & Martinez-Ramos, M. (2010): Attaining the canopy in dry and moist tropical forests: strong differences in tree growth trajectories reflect variation in growing conditions. Oecologia 163: 485-496.

Brienen, R.J.W., Helle, G., Pons, T.L., Guyot, J.L. & Gloor, M. (2012): Oxygen isotopes in tree rings are a good proxy for Amazon precipitation and El Niño-Southern Oscillation variability. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 109(42): 16957-16962.

Brienen, R.J.W., Schöngart, J. & Zuidema, P.A. (2016): Tree rings in the tropics: insights into the ecology and climate sensitivity of tropical trees. In: Goldstein, G. & Santiago, L.S. (eds.): Tropical tree physiology: Adaptations and responses in a changing environment. Springer International Publishing: 439-461.

Brinson, M.M. & Malvárez, A.I. (2002): Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. Environmental Conservation 29(2): 115-133.

Britto, A.S. (2015): Caracterização da extração seletiva de madeira na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Juma e sua zona de amortecimento. Dissertação de Mestrado em Gestão de Áreas Protegidas da Amazônia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus.

Bruce, R.W. (2001): As florestas do Amazonas. Espécies, sítios, estoques e produtividade. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (MMA/IBAMA), Brasília.

Bruenig, E.F. (1996): Conservation and management of tropical rainforests. An integrated approach to sustainability. CAB International, Wallingford, UK.

Bruenig, E.F. (1998): Conservation and management of tropical rainforests. An integrated approach to sustainability. 2nd Edition, CAB International, Wallingford, UK.

Brum, S.M. (2011): Interação dos golfinhos da Amazônia com a pesca no Médio Solimões. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus: 112pp.

Bueno, C.R., Yuyama, K., Noda, H., Silva Filho, D.F., Machado, F.M. & Paiva, W. O. de. (2000): Non-conventional crops: A feasable alternative for Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 171-190.

Bujok, E. & Helbig, J. (2013-2014): The "Brazilian-Bavarian Expedition" of Spix and Martius. In: Feest, C. (org.): Indigenous heritage. Johann Natterer, Brazil, and Austria. Wien: Archiv Weltmuseum Wien 63-64: 108-131.

Bush, M.B., Piperno, D.R. & Colinvaux, P.A. (1989): A 6,000 year history of Amazonian maize cultivation. Nature 340: 303-305.

Bustamante, M.M.C., Metzger, J.P., Scariot, A., Bager, A., Turra, A., Barbieri, A., Neves, A., Boesing, A.L., Agostinho, A.A., Marques, A.C., Dias, B., Grelle, C.E.V., Caixeta, D., Sawyer, D., Scarano, F.R., Sousa, F.D.R., Fernandes, G.W., Queiroz, H., Miranda, H.S., Schongart, J., Quintão, J.M.B., Martinelli, L.A., Gomes, L.C., da Cunha, M.C., Piedade, M.T.F., Sato, M.N., Vale, M.M., Aquino, M. F.S., Vogt, N., May, P., Fearnside, P., Prado, R.B, Rodrigues, R.R., Thomaz, S.M., Pivello, V.R., Imperatriz-Fonseca, V.L. & Farjalla, V.F. (2019): Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. In: Joly, C.A., Scarano, F.R., Seixas, C.S., Metzger, J.P., Ometto, J.P., Bustamante, M.M.C., Padgurschi, M.C.G., Pires, A.P.F., Castro, P.F.D., Gadda, T. & Toledo, P. (eds.): 1° Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, capítulo 3. Editora Cubo, São Carlos: 351pp.

Camargo, F.C. (1948): Sugestões para o soerguimento económico do Vale Amazônico. Instituto Agronômico do Norte (IAN), Belém: 69pp.

Camargo, F.C. (1949): Reclamation of the Amazonian flood-lands near Belém. Proceedings of the United Nations Scientific Conference on the Conservation and Utilization of Resources, Lake Success, N.Y.: 598-607.

Camargo, F.C. (1958): Report on the Amazon region. Paris: UNESCO: 11-24.

Campbell, D.G., Stone, J.L. & Rosas, A. (1992): A comparison of the phytosociology and dynamics of three floodplain (Várzea) forests of known ages, Rio Juruá, western Brazilian Amazon. Biological Journal of the Linnean Society 108: 213-237.

Campos, C.P., Garcez, R.G.S., Catarino, M.F., Costa, G.A. & Freitas, C.E.C. (2015): Population dynamics and stock assessment of *Colossoma macropoumum* caught in the Manacapuru Lake system (Amazon Basin, Brazil). Fisheries Management and Ecology 22: 400-406.

Cannell, M.G.R. (1984): Woody biomass of forest stands. Forest Ecology and Management 8: 299-312.

Cardoso, R.S. & Freitas, C.E.C. (2008): A pesca de pequena escala no Rio Madeira pelos desembarques ocorridos em Manicoré (Estado do Amazonas), Brasil. Acta Amazonica 38(4): 781-788.

Cardoso, R.S. & Freitas, C.E.C. (2012): The comercial fishing fleet using the middle stretch of the Madeira River, Brazil. Acta Scientiarum, Biological Sciences 34: 247-253.

Cardoso, R.S., Batista, V.S., Faria Júnior, C.H. & Martins, W.R. (2004): Aspectos econômicos e operacionais das viagens da frota pesqueira de Manaus, Amazônia Central. Acta Amazonica 34: 301-307.

Carrero, G.C., Albuia, G., Frizo, P., Hoffman, E.K., Alves, C. & Bezerra, C. de S. (2015): A cadeia produtiva da carne bovina no Amazonas. Manaus, IDESAM: 44pp.

Carta de Santarém (2015): Encontro "Desenvolvimento da Pesca no Baixo Amazonas Santarém, 14 e 15 de outubro, 2015". http://earthinnovation.org/wp-content/uploads/2015/10/Carta-de-Santarem-documento-final-do-Seminario.pdf.

Carvajal, G. de. (1934): Relación del nuevo descubrimiento del famoso río Grande que descubrió por muy gran ventura el capitán Francisco de Orellana. In: Heaton, H.C. (org.): The discovery of the Amazon according to the account of friar Gaspar de Carvajal and other documents. New York: American Geographical Society, Special Publication 17: 167-242.

Carvalho, J.C. (1998): Der Amazonas-Regenwald. In: Freitas, M.L.D. de (ed.): Amazonien: Himmel der Neuen Welt. Bonn, Alemanha: 145-157.

Carvalho, J.L. & Merona B. (1986): Estudo sobre dois peixes migratórios do baixo Tocantins antes do fechamento da barragem de Tucuruí. Amazoniana 9(4): 595-607.

Carvalho, K.U., Piedade, M.T.F. & Lopes, A. (2013): Contabilidade ambiental aplicada aos impactos decorrentes do petróleo na Bacia do Rio Solimões. II Congresso de Iniciação Científica PIBIC/CNPq, Manaus.

Casimiro, W.S.L., Labat, D., Ronchail, J., Espinoza, J.C. & Guyot, J.L. (2013): Trends in rainfall and temperature in the Peruvian Amazon–Andes basin over the last 40 years (1965–2007). Hydrological Processes 27: 2944-2957.

Castello, L. (2004): A method to count pirarucu *Arapaima gigas*: Fishers, assessment, and management. North American Journal of Fisheries Management 24(2): 378-389.

Castello, L. (2008): Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. Ecology of Freshwater Fish 17(1): 38-46.

Castello, L. & Stewart, D.J. (2010): Assessing CITES non-detriment findings procedures for *Arapaima* in Brazil. Journal of Applied Ichthyology 26: 49-56.

Castello, L. & Macedo, M.N. (2016): Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. Global Change Biology 22: 990-1007.

Castello, L., Viana, J. P., Watkins, G., Pinedo-Vasquez, M. & Luzadis, V.A. (2009): Lessons from integrating fishers of *Arapaima* in small -scale fisheries management at the Mamirauá Reserve, Amazon. Environmental Management 43(2): 197-209.

Castello L., Pinedo-Vasquez, M. & Viana, J.P. (2011a): Participatory conservation and local knowledge in the Amazon várzea: The pirarucu management scheme in Mamirauá. In: Pinedo-Vasquez, M., Ruffino, M., Padoch, C.J. & Brondízio, E.S. (eds.): The Amazon varzea: The decade past and the decade ahead. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 261-276.

Castello, L., McGrath, D.G. & Beck, P. (2011b): Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. Fisheries Research 110: 356-364.

Castello, L., Arantes, C.C. McGrath, D.G., Stewart, D.J. & Sarmento de Sousa, F. (2014): Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 25(5): 587-598.

Castro, F. & McGrath, D.G. (2003): Moving toward sustainability in the local management of floodplain lake fisheries in the Brazilian Amazon. Human Organization 62(2): 123-133.

Catarino, M.F., Campos, C.P., Garcez, R.C.S. & Freitas, C.E.C. (2014): Population dynamics of *Prochilodus nigricans* caught in Manacapu-

ru Lake (Amazon Basin, Brazil). Boletim do Instituto da Pesca 40: 589-595.

Cattanio, J.H., Anderson, A.B. & Carvalho, M.S. (2002): Floristic composition and topographic variation in a tidal floodplain forest in the Amazon Estuary. Revista Brasileira de Botânica 25(4): 419-430.

Cavalcante, H.L. (2015): Respostas ecofisiológicas e de crescimento de *Hevea spruceana* (Benth.) Müll. Arg. de ecossistemas de várzea em quatro cenários climáticos. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus: 56pp.

Cavero, B.A.S., Rubim, M.A.L. & Pereira, T.M. (2009): Criação comercial do tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818). In: Tavares-Dias, M. (ed.): Manejo e sanidade de peixes em cultivo. EMBRAPA, Macapá: 33-46.

Cerdeira, R.G.P., Ruffino M.L. & Isaac, V.J. (1997): Consumo de pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do lago Grande de Monte Alegre. Acta Amazonica 27(3): 213-227.

Chambers, J.Q., Robertson, A.L., Carneiro, V.M.C., Lima, A.J.N., Smith, M.-L., Plourde, L.C. & Higuchi, N. (2009): Hyperspectral remote detection of niche partitioning among canopy trees driven by blowdown gap disturbances in the Central Amazon. Oecologia 160: 107-117.

Chao, N.L. & Prang, G. (1997): Project Piaba – towards a sustainable ornamental fishery in the Amazon. Aquarium Sciences and Conservation 1(2): 105-111.

Chapman, M. (1989): The political ecology of fisheries depletion in Amazonia. Environmental Conservation 16(4): 331-337.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B. & Yamakura, T. (2005): Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. Oecologia 145: 87-99.

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrízar, A., Mugasha, W., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Pélissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G. & Vieilledent, G. (2014): Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. Global Change Biology 20: 3177-3190.

Chiang, J.C.H. & Vimont, D.J. (2004): Analogous meridional modes of atmosphere-ocean variability in the tropical Pacific and tropical Atlantic. Journal of Climate 17(21): 4143-4158.

Chow, J., Kopp, R.J. & Portney, P.R. (2003): Energy resources and global development. Science 302: 1528-1531.

Clark, D.A. & Clark D.B. (1999): Assessing the growth of tropical rain forest trees: Issues for forest modelling and management. Ecological Applications 9(3): 981-997.

Clark, D.A, Brown, S., Kicklighter., D.W., Chambers, J.Q., Thomlinson, J.R., Ni, J. & Holland, E.A. (2001): Net primary production in tropical forests: An evaluation and synthesis of existing field data. Ecological Applications 11: 371-384.

Clark, D.B. & Clark, D.A. (1996): Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. Forest Ecology and Management 80: 235-244.

Claro-Jr., L., Ferreira, E., Zuanon, J. & Araújo-Lima, C. (2004): O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. Acta Amazonica 34(1): 133-137.

Clement, C.R., Denevan, W.M., Heckenberger, M.J., Junqueira, A.B., Neves, E.G., Teixeira, W.G. & Woods, W.I. (2015): The domestication of Amazonia before European conquest. Proceedings of the Royal Society of London, Series B 282: 20150813.

Cochrane, S.M.V., Matricardi, E.A.T., Numata, I. & Lefebvre, P.A. (2017): Landsat-based analysis of mega dam flooding impacts in the Amazon compared to associated environmental impact assessments: Upper Madeira River example 2006–2015. Remote Sensing Applications: Society and Environment 7: 1-8.

Cochrane, T.T. & Sanchez, P.A. (1982): Land resources, soil and their management in the Amazon region: A state of knowledge report. In: Hecht, S.B. (ed.): Amazonia. Agriculture and land use research. Centro Internacional de Agricultura Tropical Series 03, E-03, Cali, Columbia: 137-209.

Coe, M.T., Costa, M.H., Botta, A. & Birkett, C. (2002): Long-term simulations of discharge and floods in the Amazon Basin. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 107(D20): 8044.

Colares, I.G. & Colares, E.P. (2002): Food plants eaten by Amazonian manatees (*Trichechus inunguis*, Mammalia: Sirenia). Brazilian Archives of Biology and Technology 45(1): 67-72.

Conceição, M.F.C. (1992): Projetos de colonização: As grandes questões. IBAMA, Belém: 54pp.

Condamine, C.M. de la. (1745): Relation abrégée d´un voyage fait dans l´intérieur de l´Amérique méridionale. Depuis la Côte de la Mer du Sud, jusqu´aux Côtes de Brésil & de la Guiane, em descendant la Rivière des Amazones. Paris: Chez la Veuve Pissot, Quay de Conti, à la Croix d´Or: 216pp.

Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R. & Yamakura, T. (2000): Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. Science 288: 1414-1418.

Condit, R., Pitman, N., Leigh Jr., E.G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R.B., Percy Nunez, V., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H.C., Losos, E. & Hubbell, S.P. (2002): Beta-diversity in tropical forest trees. Science 295: 666-669.

Connell, J.H. & Slatyer, R.O. (1977): Mechanisms of succession in natural communities in their role in community stability and organization. The American Naturalist 111(982): 1119-1144.

Conserva, A.S. (1999): Biomassa, ciclo de vida e composição química de duas populações de *Paspalum fasciculatum* Willd. ex Fluegge (Poaceae) na Amazônia central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus: 87pp.

Conserva, A.S. & Piedade, M.T.F. (1998): Influence of flood-pulse and land-use on the composition of herbaceous species on a floodplain in Central Amazonia. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 26: 994-995.

Cook, C.D.K., Gut, B.J., Rix, E.M., Schneller, J. & Seitz, M. (1974): Water plants of the world: A manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes. Dr. Junk, The Hague: 561pp.

Coomes, D.A. (1997): Nutrient status of Amazonian caatinga forests in a seasonally dry area: Nutrient fluxes in litter fall and analyses of soils. Canadian Journal of Forestry Research 27: 831-839.

Corrêa da Silva, M. A. (1992): Construção da Amazônia Lusitana. Amazônia em Cadernos 1(1), Manaus: Museu Amazônico da Universidade do Amazonas: 3-60.

Corrêa, M.A.A., Kahn, J.R. & Freitas, C.E.C. (2012): A pesca no município de Coari, estado do Amazonas, Brasil. Revista Brasileira de Engenharia de Pesca 6: 1-12.

Corrêa, M.A.A., Kahn, J.R. & Freitas C.E.C. (2014): Perverse incentives in fishery management: The case of the defeso in the Brazilian Amazon. Ecological Economics 106: 186-194.

Costa, M.H., Botta, A. & Cardille, J. (2003): Effects of large-scale change in land cover on the discharge of the Tocantins River, Amazonia. Journal of Hydrology 283: 206-217.

Costa Jr., J.M.F., Silva, C.I.M., Lima, A.A.S., Rodrigues Jr., D., Silveira, L.C.L., Souza, G.S. & Pinheiro, M.C.N. (2018): Teores de mercúrio em cabelo e consumo de pescado de comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira, região do Tapajós. Ciência & Saúde Coletiva 23(3): 805-812.

Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Ferreira, R.L.M. & Forsberg, B.R. (2006): Effects of an oil spills and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu Stream, Manaus, Amazonas, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 66(1): 35-44.

Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Ferreira, R.L.M., Forsberg, B.R. & Silva, J.O. (2007): Domestic sewage and oil spills in streams: effects on edaphic invertebrates in flooded forest, Manaus, Amazonas, Brazil. Water, Air & Soil Pollution 180: 249-259.

Couto, T.B.A., Espírito-Santo, H.M.V., Leitão, R.P., Dias, M.S. & Zuanon, J. (2015): Os peixes e as poças: o uso de áreas marginais alagáveis por peixes de igarapés amazônicos. Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia 116: 31-40.

Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C. & LaRoe, E.T. (1979): Classification of wetlands and deep water habitats of the United States. U.S. Fish & Wildlife Service Pub. FWS/OBS-79/31, Washington, D.C.: 103pp.

Crampton, W.G.R., Castello, L. & Viana, J.P. (2004): Fisheries in the Amazon várzea: Historical trends, current status, and factors affecting sustainability. In K. Silvius, Bodmer, R. & Fragoso, J.M.V. (eds.): People In nature: Wildlife conservation in South and Central America. New York: Columbia University Press: 76-95.

Crawford, R.M.M. (1989): The anaerobic retreat. In: Crawford, R.M.M. (ed.): Studies in plant survival. Ecological case histories of plant adaptation to adversity. Studies in Ecology 11, Blackwell Scientific Publications, Oxford: 105-129.

Crawford, R.M.M. (1992): Oxygen availability as an ecological limit to plant distribution. Advances in Ecological Research 23: 93-185.

Crema, L.C., Biudes, J.F.V. & Camargo, A.F.M. (2011): Effect of Urucu oil (Brazilian Amazon) on the biomass of the aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae). Acta Limnologica Brasiliensia 23(4): 406-411.

Crema, L.C., Silva, V.M.F., Botta, S., Trumbore, S. & Piedade, M.T.F. (2019): Does water type influence diet composition in Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*)? A case study comparing black and clearwater rivers. Hydrobiologia 835(1): 1-19.

Crepaldi, D.V. & Machado, M.L. (2010): Avaliação rápida dos estoques de Cichla do Rio Jauaperi no trecho compreendido entre sua foz e a Reserva Indígena Waimiri Atroari—AM e RR (Parte I). Prospecção do potencial para pesca amadora do Rio Jauaperi no trecho compreendido entre sua foz e a Reserva Indígena Waimiri Atroari—AM e RR (Parte II). IBAMA/MMA, Brasília.

Crispo, E., Moore, J.S., Lee-Yaw, J.A., Gray, S.M. & Haller, B.C. (2011): Broken barriers: Human -induced changes to gene flow and introgression in animals. BioEssays 33: 508-518.

Cruz, L. de la. (1879): Nuevo descrubimiento del Río Marañon llamado de las Amazonas hecho por la Religión de S. Francisco, año de 1651, siendo Misionero el Padre Fr. Laureano de la Cruz y el Padre Fr. Juan de Quincoces, escrito por la obidiencia de los Superiores em Madrid año de 1653, por Fr. Laureano de la Cruz, hijo de la Provincia de Quito, de la Orden de S. Francisco. In: Civezza, M. da (org.): Saggio di bibliografia geografica, storica, etnografica sanfrancescana. Prato, Itália: 269-300.

Cruz, R.W.A. (2003): Geração de eletricidade com turbina hidrocinética na Amazônia: O caso da comunidade de São Sebastião. Proceedings of the 3. Encontro de Energia no Meio Rural, Campinas, São Paulo.

Cullmann, J., Junk, W.J., Weber, G. & Schmitz, G.H. (2006): The impact of seepage influx on cation content of a Central Amazonian floodplain lake. Journal of Hydrology 328: 297-305.

Cunha-Santino, M.B. & Bianchini Jr., I. (2002): Colonização de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos. Boletim ABLimno 39(1): 1-14.

Curtis, J.T. & McIntosh, R.P. (1951): An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. Ecology 32: 476-496.

Dallmeier, F., Kabel, M. & Foster, R.B. (1996): Floristic composition, diversity, mortality and recruitment on different substrates: Lowland tropical forest, Pakitza, Río Manu, Peru. In: Wilson, D.E. & Sandoval, A. (eds.): Manu – the biodiversity of southern Peru. Smithsonian Institute, Washington D.C: 61-77.

Daly, H. (1989): Fossil fuels. Science 240: 1611.

Damasco, G., Vicentini, A., Castilho, C.V., Pimentel, D.B. & Nascimento, H.E.M. (2013): Disentangling the role of edaphic variability, flooding regime and topography of Amazonian white-sand vegetation. Journal of Vegetation Sciences 24: 384-394.

Dantas, L.G., Brito, J.I.B., Rodrigues, H.P., Aires, R.A. & Cabral, D.E.C. (2012): Oscilação Decadal do Pacífico e Multidecadal do Atlântico no clima da Amazônia Ocidental. Revista Brasileira de Geografia Fisica 3: 600-611.

Dauber, E., Fredericksen, T.S. & Peña, M. (2005): Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. Forest Ecology and Management 214: 294-304.

Davidson, E.A., Araújo, A.C., Artaxo, P., Balch, J.K., Brown, I.F., Bustamante, M.C.M., Coe, M.T., DeFries, R.S., Keller, M., Longo, M., Munger, J.W., Schroeder, W., Soares-Filho, B.S., Souza Jr., C.M. & Wofsy, S.C. (2012): The Amazon basin in transition. Nature 481: 321-328.

Dawkins, H.C. & Philip, M.S. (1998): Tropical moist forest silviculture and management: A history of success and failure. CAB International, Wallingford, UK.

De Graaf, N.N., Filius, A.M. & Huesca Santos, A.R. (2003): Financial analysis of sustained forest management for timber: Perspectives for application of the CELOS management system in Brazilian Amazonia. Forest Ecology and Management 177: 287-299.

De Ridder, M., van der Bulcke, J., van Acker, J. & Beeckman, H. (2013): Tree-ring analysis of an African long-lived pioneer species as a tool for sustainable forest management. Forest Ecology and Management 304: 417-426.

De Simone, O., Haase, K., Müller, E., Junk, W.J., Gonsior, G.A. & Schmidt, W. (2002): Impact of root morphology on metabolism and oxygen distribution in roots and rhizosphere from two Central Amazon floodplain tree species. Functional Plant Biology 29: 1025-1035.

De Simone, O., Haase, K., Müller, E., Junk, W.J., Hartmann, K., Schreiber, L. & Schmidt, W. (2003): Central Amazon floodplain forests: root adaptations to prolonged flooding. Russian Journal of Plant Physiology 50: 848-855.

DeLaune, R.D., Pezeshki, S.R., Jugsujinda, A. & Lindau, C.W. (2003): Sensitivity of US Gulf of Mexico coastal marsh vegetation to crude oil: Comparison of greenhouse and field responses. Aquatic Ecology 37: 351-360.

Denevan, W.M. (1976): The aboriginal population of Amazonia. In: Denevan, W.M. (ed.): The native population of the Americas in 1492. Madison, University of Wisconsin Press: 205-234.

Denevan, W.M. (1992): The pristine myth: The landscape of the Americas in 1492. Annals of the Association of American Geographers 82(3): 369-385.

Denevan, W.M. (1984): Ecological heterogeneity and horizontal zonation of agriculture in the Amazon floodplain. In: Schmink, M. & Wood, C.H. (eds.): Frontier expansion in Amazonia. Gainesville, Florida: University of Florida Press: 311-336.

Denevan, W.M. (2011): The "pristine myth" revisited. The Geographical Review 101(4): 576-591.

Denevan, W.M. (2014): Estimating Amazonian indian numbers in 1492. Journal of Latin American Geography 13: 207-221.

Desougi, L.A. (1984): Mineral nutrient demands of the water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in the White Nile. Hydrobiologia 110: 99-08.

Dorn, P.B., Vipond, T.E., Salanitro, J.P. & Wisniewski, H.L. (1998): Assessment of the acute toxicity of crude oils in soils using earthworms, microtox and plants. Chemosphere 35: 845-860.

Dos Santos, A.R. & Nelson, B.W. (2013): Leaf decomposition and fine fuels in floodplain forests of the Rio Negro in the Brazilian Amazon. Journal of Tropical Ecology 29: 455-458.

Doyle, R.D. (1991): Primary production and nitrogen cycling within the periphyton community associated with emergent aquatic macrophytes in an Amazon floodplain lake. PhD Thesis, University of Maryland-CEES, College Park.

Drago, E.C., Wantzen, K.M. & Paira, A.R. (2008): The Lower Paraguay river-floodplain habitats in the context of the Fluvial Hydrosystem Approach. Ecogydrology & Hydrobiology 8(1): 49-66.

Dykstra, J.A. & Heinrich, R. (1996): FAO model code of forest harvesting practice. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Itália.

Earth Innovation Institute (2019): https://earthinnovation.org/2019/06/de-volta-ao-peixe-na-amazonia-uma-estrategia-de-desenvolvimento-de-baixa-emissao-baseada-em-peixes-para-a-bacia-amazonica/?lang=pt-br.

Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E. & Laurance, W.F. (2014): Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. Trends in Ecology and Evolution 29(9): 511-520.

Edwards, W.H. (1861): A voyage up the River Amazon, including a residence at Pará. London: John Murray: 210pp.

Eiten, G. (1970): A vegetação do Estado de São Paulo. Boletim do Instituto de Botânica 7: 1-147.

Enfield, D.B., Mestas-Nuñez, A.M. & Trimble, P.J. (2001): The Atlantic Multidecadal Oscillation and its relation to rainfall and river flows in the continental U.S. Geophysical Research Letters 28: 2077-2080.

Espinoza, J.C., Ronchail, J., Frappart, F., Lavado, W., Santini, W. & Guyot, J.L. (2013): The major floods in the Amazonas river and tributaries (Western Amazon basin) during the 1970–2012 period: A focus on the 2012 flood. Journal of Hydrometeorology 14: 1000-1008.

Espinoza, J.C., Marengo, J.A., Ronchail, J., Carpio, J.M., Flores, L.N. & Guyot, J.L. (2014): The extreme 2014 flood in south-western Amazon basin: the role of tropical-subtropical South Atlantic SST gradient. Environmental Research Letters 9: 124007.

Espinoza, J.C., Ronchail, J., Marenjo, J.A. & Segura, H. (2018): Contrasting North–South changes in Amazon wet-day and dry-day frequency and related atmospheric features (1981–2017). Climate Dynamics 52(9-10): 5413-5430.

Esteves, F.A. & Camargo, A.F.M. (1986): Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. Acta Limnologica Brasiliensia 1(1): 273-298.

Esteves, F.A. (1988): Fundamentos de limnologia. Editora Interciência/FINEP, Rio de Janeiro: 575pp.

Fabré, N.N. & Alonso, J.C. (1998): Recursos ícticos no Alto Amazonas: Sua importância para as populações ribeirinhas. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia 14(1): 19-55.

Falabella, P.G.R. (1994): A pesca no Amazonas: Problemas e soluções. 2º edição, Imprensa Oficial do Estado do Amazonas, Manaus: 180pp.

Falcão, N., Moreira, A. & Comenford, N.B. (2009): A fertilidade dos solos de terra preta de índio na Amazônia Central. In: Teixeira, W.G., Kern, D.C., Madari, B.E., Lima, H.N. & Woods, W. (orgs.): As terras pretas de ín-

dio na Amazônia: Sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas. EMBRAPA Amazônia Ocidental, Manaus: 189-200.

Faria, I.F. (2005): Ecoturismo: Etnodesenvolvimento e inclusão social no Amazonas. PASOS 3(1): 63-77.

Farias, M.L. & Piedade, M.T.F. (2000): Chlorophyll content of *Echinochloa polystachya* under manegement in the várzea of the Central Amazon. Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology 27: 2044-2047.

Farias, M.L. (1997): Biometria, biomassa, composição química e clorofila em plantios de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock, capim aquático na várzea da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/ Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus: 123pp.

Fearnside, P.M. (1985): Agriculture in Amazonia. In: Prance, G.T. & Lovejoy, T.E. (eds.): Amazonia. Pergamon Press, Oxford: 393-418.

Fearnside, P.M. (2005): Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e conseqüências. Megadiversidade 1(4): 113-123.

Fearnside, P.M. (2012): Belo Monte dam: A spearhead for Brazil's dam building attack on Amazonia? GWF Discussion Paper 1210, Global Water Forum, Canberra, Australia: 6pp.

Fearnside, P.M. (2015): Emissions from tropical hydropower and the IPCC. Environmental Science & Policy 50: 225-239.

Fearnside P.M. & Rankin, J.M. (1985): Jari revisited: Changes and the outlook for sustainability in Amazonia's largest silvicultural estate. Interciencia 10(3): 121-129.

Feest, C. (2013–2014): The ethnographic collection of Johann Natterer and the other Austrian naturalists in Brazil. A documentary history. In: Feest, C. (org.): Indigenous Heritage. Johann Natterer, Brazil, and Austria. Archiv Weltmuseum Wien: 60-95.

Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Lewis, S.L., Brienen, R.J.W., Gloor, M., Monteagudo Mendoza, A., Lopez-Gonzalez, G., Banin, L., Abu Salim, K., Affum-Baffoe, K., Alexiades, M., Almeida, S., Amaral, I., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo Murakami, A., Arets, E.J.M.M., Arroyo, L., Aymard, C.G.A., Baker, T.R., Bánki, O.S., Berry, N.J., Cardozo, N., Chave, J., Comiskey, J.A., Alvarez, E., de Oliveira, A., Di Fiore, A., Djagbletey, G., Domingues, T.F., Erwin, T.L., Fearnside, P.M., França, M.B., Freitas, M.A., Higuchi, N., Honorio, C.E., Iida, Y., Jiménez, E., Kassim, A.R., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Lovett, J.C., Malhi, Y., Marimon, B.S., Marimon Jr., B.H., Lenza, E., Marshall, A.R., Mendoza, C., Metcalfe, D.J., Mitchard, E.T.A., Neill, D.A., Nelson, B.W., Nilus, R., Nogueira, E.M., Parada, A., Peh, K.S.H., Pena Cruz, A., Peñuela, M.C., Pitman, N.C.A, Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Reitsma, J.M., Rudas, A., Saiz, G., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Sonké, B., Stropp, J., Taedoumg, H.E., Tan, S., ter Steege, H., Terborgh, J., Torello-Raventos, M., van der Heijden, G.M.F., Vásquez, R., Vilanova, E., Vos, V.A., White, L., Willcock, S., Woell, H. & Phillips, O.L. (2012): Tree height integrates into pan-tropical forest biomass estimates. Biogeosciences 9: 2567-2622.

Fernandez, C.C. (1997): Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. Ecology of Freshwater Fish 6: 36-44.

Fernandez, M.D., Pieters, A., Donoso, C., Herrera C., Tezara W., Rengifo, E. & Herrera, A. (1999): Seasonal changes in photosynthesis of trees in the flooded forest of the Mapire River. Tree Physiology 19: 79-85.

Ferraz, P.S. (2014a): Resultados do monitoramento do desembarque pesqueiro/janeiro a junho 2014 (Boletim do Desembarque Pesqueiro). Instituto Mamirauá, Tefé, 5(9): 1-4.

Ferraz, P.S. (2014b): Resultados do monitoramento do desembarque pesqueiro/julho a dezembro de 2014 (Boletim do Desembarque Pesqueiro). Instituto Mamirauá, Tefé, 5(10): 1-3.

Ferreira, A.B., Piedade, M.T.F., Piedade, L.R. & Lopes, A. (2015): Análise da produção de biomassa na macrófita aquática *Ceratopteris pteridoides* (Hook.) Hieron com fins alimentícios. In: IV Congresso de Iniciação Científica do INPA-PIBIC/CNPq/PAIC/FAPEAM: 1-4.

Ferreira, A.R. (1983): Viagem filosófica ao Rio Negro. Museu Paraense Emílio Goeldi/Fundação Roberto Marinho, Belém: Fac-símile da 1ª. Edição do "Diário da Viagem Philosófica pela Capitania de São José do Rio Negro com a Informação do Estado Presente", publicada na Revista do Instituto Histórico e Geográfico Brasileiro, 1885-1888: 775pp.

Ferreira, C.S., Piedade, M.T.F., Junk, W.J. & Parolin, P. (2007): Floodplain and upland populations of Amazonian *Himatanthus sucuuba*: Effects of flooding on germination, seedling growth, and mortality. Environmental and Experimental Botany 60: 477-483.

Ferreira, C.S., Piedade, M.T.F., Tiné, M.A.S., Rossatto, D.R., Parolin, P. & Buckeridge, M.S. (2009): The role of carbohydrates in seed germination and seedling establishment of *Himatanthus sucuuba*, an Amazonian tree with populations adapted to flooded and non-flooded conditions. Annals of Botany 104: 1111-1119.

Ferreira, C.S., Piedade, M.T.F., Franco, A., Gonçalves, J.F.C. & Junk, W.J. (2009): Adaptive strategies to tolerate prolonged flooding in seedlings of floodplain and upland populations of *Himatanthus sucuuba*, a Central Amazon tree. Aquatic Botany 90: 246-252.

Ferreira, C.S., Figueira, A.V.O., Gribel, R., Wittmann, F. & Piedade, M.T.F. (2010): Genetic variability, divergency and speciation in trees of periodically flooded forests of the Amazon: A case study on *Himatanthus sucuuba* (Spruce) Woodson. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Amazonian floodplain forests. Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies 210, Springer, Heidelberg, London, New York: 301-312.

Ferreira, L.V. (1991): O efeito do período de inundação na zonação de comunidades, fenologia e regeneração em uma floresta de igapó na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus: 207pp.

Ferreira, L.V. (1997): Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central Amazonia. Biodiversity and Conservation 6: 1353-1363.

Ferreira, L.V., Almeida, S.S., Amaral, D.D. & Parolin, P. (2005): Riqueza e composição de espécies de igapó e várzea da estação científica Ferreira Penna: Subsídios para o plano de manejo da Floresta Nacional de Caxiuanã. Pesquisas Botanica 56: 103-116.

Ferreira, L.V., Cunha, D.A. & Parolin, P. (2014): Effects of logging on *Virola surinamensis* in an Amazonian floodplain forest. Environment Conservation Journal 15: 1-8.

Fine, P.V.A., Mesones, I. & Coley, P.D. (2004): Herbivores promote habitat specialization by trees in Amazonian forests. Science 305: 663-665.

Finegan, B., Camacho, M. & Zamora, N. (1999): Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. Forest Ecology and Management 121: 159-176.

Finlayson, C.M. & van der Valk, A.G. (1995): Wetland classification and inventory: A summary. Vegetatio 118: 185-192.

Fisch, G., Marengo, J.A. & Nobre, C.A. (1998): Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. Acta Amazônica 28(2): 101-126.

Fisher, C.F.A., Chagas, A.L. das G.A. & Dornelles, L.D.C. (1992): Pesca de águas interiores. IBAMA, Coleção Meio Ambiente. Série de Estudos de Pesca 2: 32pp.

Fisher, T.R. (1979): Plankton and primary production in aquatic systems of the Central Amazon basin. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology 62(1): 31-38.

Fisher, T.R. & Parsley, P.E. (1979): Amazon lakes: Water storage and nutrient stripping. Limnology and Oceanography 24: 547-553.

Fittkau, E.J., Illies, J. Klinge, H., Schwabe, G.H. & Sioli, H. (1968, 1969): Biogeography and ecology in South America. Vol. 1 e 2: Monographiae Biologicae Vol. 18 e 19. Dr. W. Junk N.V. Publishers, The Hague.

Flores, B.M., Piedade, M.T.F &, Nelson, B.W. (2014): Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. Plant Ecology and Diversity 7: 319-327.

Flores, B.M., Holmgren, M., Xu, C., van Nes, E.H., Jakovac, C.C., Mesquita, R.C.G. & Scheffer, M. (2017a): Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 114(17): 4442-4446.

Flores, B.M., Holmgren, M., Xu, C., van Nes, E.H., Jakovac, C.C., Mesquita, R.C.G. & Scheffer, M. (2017b): Reply to Schöngart et al.: Forest resilience variation across Amazonian floodplains. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 114(41): E8552-E8554.

Foley, J.A., Botta, A., Coe, M.T. & Costa, M.H. (2002): El Niño-Southern Oscillation and the climate, ecosystems and rivers of Amazonia. Global Biogeochemical Cycles 16(4): 1132.

Fonseca Jr., S.F., Piedade, M.T.F. & Schöngart, J. (2009): Wood growth of *Tabebuia barbata* (E. Mey.) Sandwith (Bignoniaceae) and *Vatairea guianensis* Aubl. (Fabaceae) in Central Amazonian black-water (igapó) and white-water (várzea) floodplain forests. Trees–Structure and Function 23(1): 127-134.

Fontenele, O. (1948): Contribuição para o conhecimento da biologia do pirarucu *Arapaima gigas* (Cuvier), em cativeiro (Actinopterygii,

Osteoglossidae). Revista Brasileira de Biologia 8(4): 445-459.

Forsberg, B.R., Araujo-Lima, C.A.R.M., Martinelli, L.A., Victoria, R.L. & Bonassi, J.A. (1993): Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. Ecology 74: 643-652.

Forsberg, B.R., Devol, A.H., Richey, J.E., Martinelli, L.A. & Santos, H. (1988): Factors controlling nutrient concentrations in Amazonian floodplain lakes. Limnology and Oceanography 33: 41-56.

Forsberg, B.R., Hamada, N., Ferreira, R., Conserva, A., Frickmann, F., Couceiro, S. & Silva, J. (2001): Avaliação da integridade da biota do ecossistema do Cururu após o vazamento de petróleo: Relatório final, Fundação Djalma Batista, Manaus, CD-Rom.

Forsberg, B.R., Melack, J.M., Dunne, T., Barthem, R.B., Goulding, M., Paiva, R.C.D., Sorribas, M.V., Silva Jr., U.L. & Weisser, S. (2017): The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. PLoS ONE 12(8): e0182254.

Fortini, L.B. & Zarin, D.J. (2011): Population dynamics and management of Amazon tidal floodplain forests: Links to the past, present and future. Forest Ecology and Management 261: 551-561.

Fortini, L.B. & Carter, D.R. (2014): The economic viability of smallholder timber production under expanding açaí palm production in the Amazon Estuary. Journal of Forest Economics 20: 223-235.

Fortini, L.B., Rabelo, F.G. & Zarin, D.J. (2006): Mixed potential for sustainable forest use in the tidal floodplain of the Amazon River. Forest Ecology and Management 231: 78-85.

Fortini, L.B., Cropper Jr., W.P. & Zarin, D.J. (2015): Modeling the complex impacts of timber harvests to find optimal management regimes for Amazon tidal floodplain forests. PLoS ONE 10(8): e0136740.

Free, C.M., Landis, R.M., Grogan, J., Schulze, M.D., Lentini, M. & Dünisch, O. (2014): Management implications of long-term tree growth and mortality rates: A modeling study of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) in the Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 330: 46-54.

Freire, K.M.F., Tubino, R.A., Monteiro-Neto, C., Andrade-Tubino, M.F., Belruss, C.G., Tomás, A.R.G., Tutui, S.L.S., Castro, P.M.G., Maruyama, L.S., Catella, A.C., Crepaldi, D.V., Daniel, C.R.A., Machado, M.L., Mendonça, J.T., Moro, P.S., Motta, F.S., Ramires, M., Silva, M.H.C. & Vieira, J.P. (2016): Brazilian recreational fisheries: current status, challenges and future direction. In: Cowx, i.G. & Schramm, H.L. (eds.): Proceedings of the 7th World Recreational Fisheries. Fisheries Management and Ecology 23(3-4):276-290.

Freitas, C.E.C. & Rivas, A.A.F. (2006): A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. Ciência e Cultura 58: 30-32.

Freitas, C.E.C., Batista, V.S. & Inhamuns, A.J. (2002): Strategies of the small-scale fisheries on the Central Amazon floodplain. Acta Amazonica 32: 101-108.

Freitas, C.E.C., Nascimento, F.A. & Souza, F.K.S. (2007): Levantamento do estado de explotação dos estoques de curimatã, jaraqui, surubim e tambaqui. In: Petrere Jr., M. & Peixer, J. (eds.): O setor pesqueiro na Amazônia: Análise da situação atual e tendências. IBAMA/ProVárzea, Manaus: 77-100.

Freitas, C.T., Shepard, G.H. & Piedade, M.T.F. (2015): The floating forest: Traditional knowledge and use of matupá vegetation islands by riverine peoples of the Central Amazon. PLoS ONE 10: e0122542.

Fritz, S. (1922): Journal of the travels and labours of Father Samuel Fritz in the River of the Amazons between 1686 and 1723. London: The Hakluyt Society. Tradução do manuscrito Evora da Biblioteca Pública, Portugal. Editado pelo ver. Dr. G. Edmundson: 164pp.

Furch, K. (1997): Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 47-67.

Furch, K. (2000): Chemistry and bioelement inventory of contrasting Amazonian forest soils. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 109-128.

Furch, K. & Klinge, H. (1989): Chemical relationships between vegetation, soil and water in contrasting inundation areas of Amazonia. In: Proctor, J. (ed.): Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 189-204.

Furch, K. & Junk, W.J. (1992): Nutrient dynamics of submersed decomposing Amazonian herbaceous plant species *Paspalum fasciculatum* and *Echinochloa polystachya*. Revue d'Hydrobiologie Tropicale 25(2): 75-85.

Furch, K. & Junk, W.J. (1993): Seasonal nutrient dynamics in an Amazonian floodplain lake. Archiv für Hydrobiologie 128(3): 277-285.

Furch, K. & Junk, W.J. (1997a): Physiochemical conditions in floodplains. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 69-108.

Furch, K. & Junk, W.J. (1997b): Chemical composition, food value and decomposition of herbaceous plants leaves and leaf litter of the floodplain forest. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 187-203.

Furch, K., Junk, W.J. & Campos, Z.E.S. (1989): Nutrient dynamics of decomposing leaves from Amazonian floodplain forest species in water. Amazoniana 11(1): 91-116.

Galston, A.W. (1975): The water fern-rice connection. Natural History Magazine 84(10): 10-11.

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: 559-566.

Gama, J.R.V., Botelho, S.A., Bentes-Gama, M.M. & Scolforo, J.R.S. (2003): Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no Município de Afuá, Estado do Pará. Ciência Florestal 13: 71-82.

Gama, J.R.V., De Souza, A.L., Martins, S.V. & De Souza, D.R. (2005): Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do estado do Pará. Revista Árvore 29(4): 607-616.

Gandra, A.L. (2010): O mercado de pescado da região metropolitana de Manaus. INFOPESCA: 84pp.

Garcez, D.S. & Sánchez-Botero, J.I. (2006): La pesca practicada por niños ribereños de Manacapuru, Amazônia Central, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca 32(1): 79-85.

Gentry, A.H. (1987): Tree species richness in upper Amazonian forests. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 85: 156-159.

Gentry, A.H. (1992): Tropical forest biodiversity: Distributional patterns and their conservational significance. Oikos 63: 19-28.

Gentry, A.H. (1993): A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru). Conservation International, Washington D.C.

Gentry, A. & Lopez-Parodi, J. (1980): Deforestation and increased flooding in the upper Amazon. Science 210: 1354-1356.

Gerwing, J.J. (2002): Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 157: 131-141.

Gibbs, R.J. (1967): Amazon River: Environmental factors that control its dissolved and suspended load. Science 156: 1734-1737.

Giraldo, V.D. & del Valle, J.I. (2012): Modelación del crecimiento de *Albizia niopoides* (Mimosaceae) por métodos dendrocronológicos. Revista de Biologia Tropical 60(3): 1117-1136.

Gloor, M., Brienen, R.J.W., Galbraight, D., Feldpausch, T.R., Schöngart, J., Guyot, J-L., Espinoza, J.C., Lloyd, J. & Phillips, O.L. (2013): Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. Geophysical Research Letters 40(9): 1729-1733.

Gloor, M., Barichivich, J., Ziv, G., Brienen, R., Schöngart, J., Peylin, P., Cintra, B.B.L., Feldpausch, T., Phillips, O. & Baker, J. (2015): Recent Amazon climate as background for possible ongoing and future changes of Amazon humid forests. Global Biogeochemical Cycles 29(9): 1384-1399.

Godinho, A.L., Lamas, I.R. & Godinho, H.P. (2010): Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. Environmental Biology of Fishes 87: 143-162.

Góes Ribeiro, M. (1976): Aspectos climatológicos de Manaus. Acta Amazonica 6: 229-233.

Gonçalves, C. & Batista, V.S. (2008): Avaliação do desembarque pesqueiro efetuado em Manacapuru, Amazonas, Brasil. Acta Amazonica 38(1): 135-144.

Good, P., Jones, C.D., Lowe, J.A., Betts, R.A. & Gedney, N. (2013): Comparing tropical forest projections from two generations of Hadley Centre Earth System models, HadGEM2-ES and HadCM3LC. Journal of Climate 26: 495-511.

Gopal, B. (1987): Aquatic plant studies 1: Water hyacinth. Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo: 471pp.

Gopal, B. & Sah, M. (1995): Inventory and classification of wetlands in India. Vegetatio 118: 39-48.

Gopal, B. & Junk, W.J. (2000): Biodiversity in wetlands: An introduction. In: Gopal, B., Junk, W.J. & Davis, J.A. (eds.): Biodiversity in wetlands: Assessment, function and conservation. Vol. 1, Backhuys Publishers b.V., Leiden: 1-10.

Gopal, B., Kvet, J., Löffler, H., Masing, V. & Patten, B.C. (1990): Definition and classification. In: Patten, B.C. (ed.): Wetlands and shallow continental water bodies. SPB Academic Publishing BV, The Hague: 9-15.

Gottsberger, G. (1978): Seed dispersal by fish in the inundated region of Humaitá, Amazonia. Biotropica 10: 170-183.

Goulding, M. (1980): The fishes and the forest: Explorations in Amazonia natural history. California University Press, Berkley: 280pp.

Goulding, M. (1983a): Amazonian fisheries. ln: Moran, E.F. (ed.): The dilemma of Amazonian development. Westview Press: 189-210.

Goulding, M. (1983b): The role of fishes in seed dispersal and plant distribution in Amazonian floodplain ecosystems. In: Kubitzki, K. (ed.): Dispersal and distribution. Sonderb. Naturwiss. Ver. Hamburg 7: 271-283.

Goulding, M. (1988): Ecology and management of migratory food fishes of the Amazon basin. In: Almeida, F. & Pringie, C.M. (eds.): Tropical rainforests, diversity and conservation. California Academy of Sciences & Pacific Division of the American Association for the Advancement of Science, San Francisco: 71-85.

Goulding, M., Carvalho, M.L. & Ferreira, E.G. (1988): Rio Negro, rich life in poor water. Hague, Netherlands, SPB Academic Publishing: 200pp.

Goulding, M. & Ferreira, E.J.G. (1996): Pescarias Amazônicas, proteção de habitats e fazendas nas várzeas: Uma visão ecológica e econômica. IBAMA/BIRD. Relatório Técnico para o Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea do Banco Mundial. Manuscript: 35pp.

Goulding, M., Smith, N.J.H. & Mahar, D.J. (1996): Floods of fortune: Ecology and economy along the Amazon. Columbia University Press, New York: 193pp.

Goulding, M., Barthem, R. & Ferreira, E. (2003): The Smithsonian atlas of the Amazon. Washington D.C.: Smithsonian Institution.

Graef, E.W. (1995): As espécies de peixes com potencial para criação no Amazonas. In: Val, A.L. & Honczaryk, A. (eds.): Criando peixes na Amazônia. INPA, Manaus: 29-43.

Graef, E.W., Resende, E.K., Petry, P. & Storti, A.F. (1987): Policultivo de matrinchã (*Brycon* sp.) e jaraqui (*Semaprochilodus* sp.) em pequenas represas. Acta Amazonica 16/17(Supl.): 33-42.

Granato-Souza, D., Stahle, D.W., Barbosa, A.C., Feng, S., Torbenson, M.C.A., Pereira, G.A., Schöngart, J., Barbosa, J.P. & Griffin, D. (2019): Tree rings and rainfall in the equatorial Amazon. Climate Dynamics 52: 1857-1869.

Grenand, F. & Grenand, P. (1990): L´identité insaississable: Les caboclos amazoniens. Études Rurales 120: 17-39.

Groenendijk, P., Sass-Klaassen, U., Bongers, F. & Zuidema, P.A. (2014): Potential of tree-ring analysis in a wet tropical forest: A case study on 22 commercial tree species in Central Africa. Forest Ecology and Management 323: 65-78.

Grogan, J., Landis, R.M., Free, C.M., Schulze, M.D., Lentini, M. & Ashton, M.S. (2014): Bigleaf mahogany *Swietenia macrophylla* population dynamics and implications for sustainable management. Journal of Applied Ecology 51(3): 664-674.

Gross, D.R. (1975): Protein capture and cultural development in the Amazon Basin. American Anthropologist 77(3): 526-549.

Guillaumet, J.L., Grenand, P., Bahri, S., Grenand, F., Lourd, M., Santos, A.A. dos & Gély, A. (1990): Les jardins-vergers familiaux d´Amazonie Centrale. Turrialba 40 (1): 63-81.

Gutjahr, E. (1996): Untersuchungen zur Optimierung der Ackernutzung in den Überschwemmungsgebieten (Várzeas) am mittleren Amazonas. Verlag Dr. Kovac, Kiel, Germany. Studien zur Agrarökologie 21: 206pp.

Gutjahr, E. (2000): Prospects for arable farming in the floodplains of the Central Amazon. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon floodplain: Actual Use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 141-170.

Guyot, J.L., Calléde, J., Molinier, M., Guimarães, V. & Oliveira, E. (1998): La variabilité hydrologique actuelle dans le bassin de l'Amazone. Bulletin de l'Institut Français des Etudes Andines 27(3): 779-788.

Hall, A. (1997): Sustaining Amazonia. Manchester: Manchester University Press.

Hardin, G. (1968): The tragedy of the commons. Science 162: 1243-1248.

Hartmann, W. (1989): Conflitos de pesca em águas interiores da Amazônia e tentativas para sua solução. In: Pesca artesanal: Tradição e modernidade. III. Encontro de Ciências Sociais e o Mar. Programa de Pesquisa e Conservação de Áreas Úmidas no Brasil. São Paulo: 103-118.

Hartshorn, G.S. (1980): Neotropical forest dynamics. Biotropica 12: 23-30.

Hastenrath, S. (1984): Interannual variability and annual cycle: Mechanisms of circulation and climate in the tropical Atlantic sector. Monthly Weather Review 112: 1097-1107.

Hayden, B. (2008): Annual growth rings in dry tropical forest trees. Master thesis, Concordia University, Montreal, Quebec, Canadá.

Heriarte, M. de, (1662): Descriçam do estado do Maranham, Para, Corupa, Rio das Amazonas. Graz, Áustria: Akademische Druck- und Verlagsanstalt. Fac-símile dos manuscritos MSS 5880 e 5879 da Biblioteca Nacional, Viena, Áustria: 139pp.

Herndon, W.L. (1853): Exploration of the valley of the Amazon, made under direction of the Navy Department, by Wm. Lewis Herndon and Lardner Gibbon, Lieutenants United States Navy. Washington: Robert Armstrong, Public Printer: 414pp.

Hesmer, H. (1975): Leben und Werk von Dietrich Brandis. Westdeutscher Verlag, Alemanha.

Higuchi, N., Hummel, A.C., Freitas, J.V., Malinowski, J.R.E. & Stokes, R. (1994): Exploração florestal nas várzeas do Estado do Amazonas: seleção de árvore, derrubada e transporte. Proceedings of the VII Harvesting and Transportation of Timber Products. IUFRO/UFPR, Curitiba, Brasil: 168-193.

Hilbert, K. (2007): 'Cave canem!': cuidado com os 'Pronapianos'! Em busca dos jovens da arqueologia brasileira. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas 2(1): 117-130.

Hoffmann, A.A. & Sgrò, C.M. (2011): Climate change and evolutionary adaptation. Nature 470: 479-485.

Holmes, T.P., Blate, G.M., Zweede, J.C., Pereira, R., Barreto, P., Boltz, F. & Bauch, R. (2002): Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. Forest Ecology and Management 163: 93-110.

Honda, E.M.S., Correa, C.M., Castelo, F.P. & Zapelini, E.A. (1975): Aspectos gerais do pescado no Amazonas. Acta Amazonica 5: 87-94.

Hoorn, C., Wesselingh, F.P., Steege, H. ter, Bermudez, M.A., Mora, A., Sevink, J., Sanmartín, I., Sanchez-Meseguer, A., Anderson, C.L., Figueiredo, J.P., Jaramillo, C., Riff, D., Negri, F.R., Hooghiemstra, H., Lundberg, J., Stadler, T., Särkinen, T. & Antonelli, A. (2010): Amazonia through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. Science 330: 927-931.

Hopf, M. & Münchow, G. (2000): Deseases of cattle and water buffalo in the Central Amazon floodplain. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 345-374.

Howard-Williams, C. & Junk, W.J. (1976): The decomposition of aquatic macrophytes in the floating meadows of a central Amazonian várzea lake. Biogeographica 7: 115-123.

Howard-Williams, C. & Junk, W.J. (1977): The chemical composition of central Amazonian aquatic macrophytes with special reference to their role in the ecosystem. Archiv für Hydrobiologie, 79: 446-464.

Hueck, K. (1966): Die Wälder Südamerikas, Stuttgart: 422pp.

Hummel, A.C. (1994): Diagnóstico do subsetor madeireiro do Estado do Amazonas. Série Estudos Setoriais. Edição Sebrae, Manaus.

Humphries, S., Holmes, T.P., Kainer, K., Koury, C.G.G., Cruz, E. & Rocha, E.M. (2012): Are community-based forest enterprises in the tropics financially viable? Case studies from the Brazilian Amazon. Ecological Economics 77: 62-73.

Hund, M. (1995): Möglichkeiten und Grenzen der landwirtschaftlichen Nutzung der Überschwemmungsgebiete (Várzea) am mittleren Amazonas unter besonderer Berücksichtigung der Viehhaltungs- und Dauerkultursysteme. Kiel, Alemanha: Wissenschaftsverlag Vauck Kiel KG. Tese de Doutorado: 173pp.

Hund, M. & Ohly, J.J. (2000): Permanent crop cultivation on central Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 192-213.

IBAMA (1994): Relatório preliminar sobre ordenamento pesqueiro para a bacia Amazônica. Relatório Técnico. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília.

IBAMA. (1995): Projeto IARA – Administração dos recursos pesqueiros do Médio Amazonas: Estados do Pará e Amazonas. Coleção Meio Ambiente. Série Estudos de Pesca (15). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília.

IBAMA (1997): Administração participativa: Um desafio à gestão ambiental. Relatório Técnico. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília.

IBAMA (2001a): ProVárzea: Projeto de Manejo dos Recursos Naturais da Várzea, Programa Piloto para a Conservação das Florestas da Amazônia. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília.

IBAMA (2001b): Manual dos agentes ambientais colaboradores. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília.

IBAMA (2002): Instrução Normativa Nº 29 de 31 de dezembro de 2002. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília.

IBGE (1997): Contagem da população 1996. Resultados relativos a sexo da população e situação da unidade domiciliar. Volume 1. Rio de Janeiro: 724pp.

IBGE (2007): Contagem da população [on line]. (http://www.ibge.gov.br).

IBGE (2012): http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2012/. Último acesso 09 de maio de 2016.

IBGE (2014): Contagem da população [on line]. (http://www.ibge.gov.br).

Ihering, R. von & Azevedo, P. (1934): A curimatá dos açudes nordestinos (*Prochilodus argenteus*). Archivos do Instituto Biológico 5: 142-184.

Ihering, R. von & Azevedo, P. (1936): A desova e a hipofisação dos peixes. Evolução de dois Nomatognatas. Archivos do Instituto Biológico 7: 107-118.

Inckot, R.C., Bona, C., Souza, L.A. & Santos, G. de O. (2008): Anatomia das plântulas de *Mimosa pilulifera* (Leguminosae) crescendo em solo contaminado com petróleo e solo biorremediado. Rodriguesia 59: 513-524.

INCRA (1996): Conceito e Metodologia para Implantação dos Projetos de Assentamento Agro-Extrativistas (PAES), Diretoria de Assentamento, Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária, Brasília.

Inga, J.G. & del Valle, J.I. (2017): Log-relative growth: A new dendrochronological approach to study diameter growth in *Cedrela odorata* and *Juglans neotropica*, Central Forest, Peru. Dendrochronologia 44: 117-129.

Inomata, S.O. & Freitas, C.E.C. (2015): A pesca comercial no médio Rio Negro: Aspectos econômicos e estrutura operacional. Boletim do Instituto de Pesca 41: 79-87.

INPE (2015): Projeto PRODES: Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos (http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php).

IPAAM (2007): Relatório técnico sobre a situação atual da piscicultura no Estado do Amazonas. Manaus.

IPCC (2013): Climate change 2013: The physical science basis. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (eds). Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK e New York, NY, USA: 1535pp.

IPCC (2018): Summary for policymakers. In: Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.): Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Genève.

Irion, G. (1978): Soil infertility in the Amazon rain forest. Naturwissenschaften 65: 515-519.

Irion, G. (1984): Sedimentation and sediments of Amazonian rivers and evolution of the Amazonian landscape since Pliocene times. In: Sioli, H. (ed.): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht, Boston, Lancaster: 201-214.

Irion, G., Müller, J., Mello, J.A.S.N. & Junk, W.J. (1995): Quarternary geology of the Amazonian lowland. Geo-Marine Letters 15: 172-178.

Irion, G, Junk, W.J. & Mello, J.A.S.N. (1997): The large Central Amazonian river floodplains near Manaus: Geological, climatological, hydrological, and geomorphological aspects. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplains. Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 23-46.

Irion, G., Mello, J.A.S.N., Morais, J., Piedade, M.T.F., Junk, W.J. & Garming, L. (2010): Development of the Amazon valley during the middle to late Quaternary: Sedimentological and climatological observations. In: Junk,

W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 27-42.

Irmler, U. (1981): Überlebensstrategien von Tieren im saisonal überfluteten amazonischen Überschwemmungswald. Zoologischer Anzeiger 206(1/2): 26-38.

Irmler, U. (1986): Temperature dependant generation cycle for the cicindelid beetle *Pentacomia egregia* Chaud. (Coleoptera, Carabidae, Cicindelidae) of the Amazon valley. Amazoniana 9(3): 431-439.

ISA (2013): Monitoramento participativo da pesca no Médio Rio Negro e tema de oficinas e capacitação de pesquisadores. Instituto Socioambiental. Available at: http://siteantigo.socioambiental.org/nsa/detalhe?id=3725.

Isaac, V.J. & Barthem, R.B. (1995): Os recursos pesqueiros da Amazônia brasileira. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Antropológica 11(2): 297-339.

Isaac, V.J., Rocha, V.L.C. & Mota, S.Q.C. (1993): Considerações sobre a legislacão da "piracema" e outras restriçõoes da pesca da região do Médio Amazonas. In: Lourdes, F., Gonçalves, W.L. & Mello, A.F. (eds.): Povos das águas: Realidade e perspectiva na Amazônia. Coleção Eduardo Galvão, PR/MCT/CNPq, MPEG, Belém: 187-212.

Isaac, V.J., Ruffino, M.L. & McGrath, D. (1998): In search of a new approach to fisheries management in the middle Amazon. In: Quinn II, T.J., Funk, F., Heifetz, J., Ianelli, J., Power, J., Schweigert, J., Sullivan, P. & Zhang, C.I. (eds.): Fishery stock assessment model. Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska, Fairbanks, AS -SG-98-01: 889-902.

Isaac, V.J., da Silva, C.O. & Ruffino, M.L. (2008): The artisanal fishery fleet of the lower Amazon. Fisheries Management and Ecology 15: 179-187.

Isaac, V.J., Castello, L., Santos, P.S.B. & Ruffino, M. (2016): Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multispecies fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. Fisheries Research 183: 352-359.

IUCN (1971): The Ramsar Conference: Final act of the international conference on the conservation of wetlands and waterfowl, Annex 1. Special Supplement to IUCN, Bulletin 2: 4pp.

IUCN (2016): The International Union for Conservation of Nature Red List of Threatened Species. Version 2016-2. Disponível em: http://www.iucnredlist.org.

Izel, A.C.U., Crescêncio, R., O´Sullivan, F.F.L. de A., Chagas, E.C., Boijink, C. de L. & Silva, J.I. (2013): Produção intensiva de tambaqui em tanques escavados com aeração. EMBRAPA Amazônia Ocidental, Manaus: 4 pp.

Jackson, M.B. & Colmer, T.D. (2005): Response and adaptation by plants to flooding stress. Annals of Botany 96: 501-505.

Jedicke, A., Furch, B., Saint-Paul, U. & Schlüter, U. (1989): Increase in the oxygen concentration in Amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plants, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) and *Pistia stratiotes* (Araceae). Amazoniana 11(1): 53-69.

Jiménez, J.A.G. & del Valle, J.I. (2011): Estudio del crecimiento de *Prioria copaifera* (Caesalpinaceae) mediante técnicas dendrocronológicas. Revista de Biologia Tropical 59(4): 1813-1831.

Jiménez-Muñoz, J.C., Mattar, C., Barichivich, J., Santamaría-Artigas, A., Takahashi. K., Malhi, Y., Sobrino, J.A. & van der Schrier, G. (2016): Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. Scientific Reports 6: 33130.

Johns, J.S., Baretto, P. & Uhl, C. (1996): Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. Forest Ecology and Management 89: 59-77.

Junk, W.J. (1970): Investigations on the ecology and production-biology of the "floating meadows" (Paspalo-Echinochloetum) on the Middle Amazon. I. The floating vegetation and its ecology. Amazoniana 2: 449-495.

Junk, W.J. (1973): Investigation on the ecology and production-biology of the "floating-meadows" Paspalo-Echinochloetum of the Middle Amazon. II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. Amazoniana, 4(1): 9-112.

Junk, W.J. (1980): Aquatic macrophytes: ecology and use in Amazonian agriculture. In: Furtado, J.I. (ed.): Tropical ecology and development: 763-770.

Junk, W.J. (1983): Ecology of swamps on the Middle Amazon. In: Gore, A.J.P. (ed.): Ecosystems of the world. Mires, swamp, bog, fen and moor. Three regional studies. Amsterdam, Netherlands: 269-294.

Junk, W.J. (1984a): Ecology of the várzea, floodplain of Amazon white water rivers. In: Sioli, H. (ed.): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht, Boston, Lancaster: 443-476.

Junk, W.J. (1984b): Ecology, fisheries and fish culture in Amazonia. In: Sioli, H. (ed.): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht, Boston, Lancaster: 443-476.

Junk, W.J. (1986a): Aquatic plants of the Amazon system. In: Davies, B.R. & Walker, K.F. (eds.): The ecology of river systems. Junk, Dordrecht: 319-337.

Junk, W.J. (1986b): Potencial, limitações e alternativas para o desenvolvimento da pesca interior no trópico úmido brasileiro. Proceedings, I Symposium on the Humid Tropics. EMBRAPA/CPATU, Belém: 389-410.

Junk, W.J. (1989a): Flood tolerance and tree distribution in Central Amazonian floodplains. In: Holm-Nielsen, L.B., Nielsen, I.C. & Balslev, H. (eds.): Tropical forests: Botanical dynamics, speciation and diversity. Academic Press, New York: 47-64.

Junk, W.J. (1989b): The use of Amazonian floodplains under ecological perspective. Interciencia 14(6): 317-322.

Junk, W.J. (1993): Wetlands of tropical South America. In: Whigham, D.F., Hejny, S. & Dykyjova, D.E. (eds.): Wetlands of the World. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands: 679-739.

Junk, W.J. (1997a): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 556pp.

Junk, W.J. (1997b): General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 3-20.

Junk, W.J. (1997c): Structure and function of the large Central Amazonian river floodplains: Synthesis and discussion. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 455-472.

Junk, W.J. (1998): A várzea do Rio Solimões -Amazonas: Conceitos para o aproveitamento sustentável dos seus recursos. Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Águas de Lindoia, Vol. V: 1-24.

Junk, W.J. (2000a): Mechanisms development and maintenance of biodiversity in Neotropical floodplains. In: Gopal, B., Junk, W.J. & Davis, J.A. (eds.): Biodiversity wetlands: Assessment, function and conservation. Vol. 1, Backhuys Publishers b.V., Leiden: 119-139.

Junk, W.J. (2000b): Neotropical floodplains: A continental-wide view. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 5-26.

Junk, W.J. (2000c): The Central Amazon River floodplain: Concepts for the sustainable use of its resources. In: Junk, W.J., Ohly, J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 75 -94.

Junk, W.J. & Honda (1976): A pesca na Amazônia: Aspectos ecológicos e econômicos. Anais do I. Encontro Nacional sobre Limnologia, Piscicultura, e Pesca Continental. Belo Horizonte 1975, Fundação João Pinheiro: 211-226.

Junk, W.J. & Furch, K. (1985): The physical and chemical properties of Amazonian waters and their relationships with the biota. In: Prance, G.T. & Lovejoy, T.E. (eds.): Key Environments Amazoniana. Pergamon Press, Oxford: 3-17.

Junk, W.J. & Nunes de Mello, J.A.S. (1990): Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na Bacia Amazônica brasileira. Estudos Avançados 8(4): 126-143.

Junk, W.J. & Welcome, R.L. (1990): Floodplains. In: Patten, B.C. (eds.): Wetlands and shallow continental water bodies. Vol. I, SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherland: 491-524.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (1993a): Biomass and primary production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. Hydrobiologia 263: 155-162.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (1993b): Herbaceous plants of the Amazon floodplains near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. Amazoniana 12(3/4): 467-484.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (1994): Species diversity and distribution of herbaceous plants in the floodplain of the middle Amazon. Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen 25: 1862-1865.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (1997): Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 147-185.

Junk, W.J. & Robertson, B.A. (1997): Aquatic invertebrates. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 279-298.

Junk, W.J. & Silva da, V.M.F. (1997): Mammals, reptiles, and amphibians. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York:409-418.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (2004): Status of knowledge, ongoing research, and research needs in Amazonian wetlands. Wetlands Ecology and Management 12: 597-609.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (2005): Amazonian wetlands. In: Fraser, L.H. & Keddy, P.A. (eds.): Large wetlands: Their ecology and conservation. Cambridge University Press, Cambridge: 63-117.

Junk, W.J. & Krambeck, H.-J. (2000): Climate and hydrology. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 95-108.

Junk, W.J. & Soares, M.G.M. (2001): Freshwater fish habitats in Amazonia: state of knowledge, management, and protection. Aquatic Ecosystem Health and Management 4(4): 437-451.

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989): The Flood pulse concept in river-floodplain systems. Proceedings of the International Large River Symposium, Ottawa: Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences 106: 110-127.

Junk, W.J., Soares, M.G.M. & Saint-Paul, U. (1997): The fish. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 385-405.

Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (2000a): Actual use and options for the sustainable management of the Central Amazon floodplain: discussion and conclusion. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 535-579.

Junk, W.J., Ohly, J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M (2000b): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 584pp.

Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K.M., Petermann, P., Strüssmann, C., Marques, M.I. & Adis, J. (2006): Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. Aquatic Sciences 68(3): 278-309.

Junk, W.J., Soares, M.G. & Bayley, P.B. (2007): Freshwater fishes of the Amazon River basin: Their biodiversity, fisheries and habitats. Aquatic Ecosystem Health & Management 10(2): 153-173.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.) (2010a): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Schöngart, J. (2010b): The role of floodplain forests in an integrated sustainable management concept of the natural resources of the Central Amazonian várzea. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 485-509.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn -Haft, M., Adeney, J.M. & Wittmann, F. (2011): A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. Wetlands 31: 623-640.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Wittmann, F. (2012): A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). Wetlands Ecology and Management 20(6): 461-475.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchick, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014a): Brazilian wetlands: Definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments 24: 5-22.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli,

R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A., Nóbrega, R.L.B., & Camargo, E. (2014b): Definição e classificação das áreas úmidas (AUs) brasileiras: Base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. In: Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.): Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Instituto Nacional de Áreas Umidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT: 13-76.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2014c): A classificação dos macrohabitats das várzeas amazônicas. In: Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.): Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Instituto Nacional de Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT: 124-153.

Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J. & Piedade, M.T.F. (2015): A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. Wetlands Ecology and Management 23: 677-693.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Nunes da Cunha, C., Wittmann, F. & Schöngart, J. (2018): Macrohabitat studies in large Brazilian floodplains to support sustainable development in the face of climate change. Ecohydrology & Hydrobiology 18: 334-344.

Kalliola, R., Salo, J. & Mäkinen, Y. (1987): Regeneracion natural de selvas en la Amazonia Peruana 1: Dinamica fluvial y sucesión ribereña. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú: 102pp.

Kalliola, R., Salo, J., Puhakka, M. & Rajasilta, M. (1991): New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains. Journal of Ecology 79: 877-901.

Kalliola, R., Salo, J., Puhakka, M., Rajasilta, M., Häme, T., Neller, R.J., Räsänen, M.E. & Danjoy, A.W.A. (1992): Upper Amazon channel migration: Implications for vegetation disturbance and succession using bitemporal Landsat MSS images. Naturwissenschaften 79: 75-79.

Kammesheidt, L., Dagang, A.A., Schwarzwäller, W. & Weidelt, H-J. (2003): Growth patterns of dipterocarps in treated and untreated plots. Forest Ecology and Management 174: 437-445.

Kemenes, A., Forsberg, B.R. & Melack, J.M. (2007): Methane release below a tropical hydroelectric dam. Geophysical Research Letters, 34(12): L12809.

Keramitsoglou, I., Cartalis, C. & Kassomenos, P. (2003): Decision support system for managing oil spill events. Environmental Management 32(2): 290-298.

Kern, J. & Darwich, A. (1997): Nitrogen turnover in the várzea. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 147-186.

Kern, J., Kreibich, H., Koschorreck, M. & Darwich, A. (2010): Nitrogen balance of a floodplain forest of the Amazon River: The role of nitrogen fixation. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 281-299.

Kerr, R.A. (2000): A North Atlantic climate pacemaker for the centuries. Science 288: 1984-1986.

Kinupp, V.F. & Lorenzi, H. (2014): Plantas Alimentícias Não Convencionais (PANCs) no Brasil: Guia de identificação, aspectos nutricionais e receitas ilustradas. Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 1 ed. Nova Odessa, São Paulo: 768pp.

Klinge, H. & Herrera, R. (1978): Biomass studies in Amazon caatinga forests in southern Venezuela 1. Standing crop of composite root mass in selected stands. Journal of Tropical Ecology 19: 93-110.

Klinge H. & Medina, E. (1979): Rio Negro caatingas and campinas, Amazonas states of Venezuela and Brazil. In: Specht, R.L. (ed.): Heathlands and related shrublands of the world. Elsevier Amsterdam: 483-488.

Klinge, H., Furch, K. & Harms, E. (1984): Selected bioelements in bark and wood of native tree species from Central Amazonian inundation forests. Amazoniana, 9(1): 105-117.

Knight, J.R., Allan, R.J., Folland, C.K., Vellinga, M. & Mann, M.E. (2005): A signature of persistent natural thermohaline circulation cycles in observed climate. Geophysical Research Letters 32: L20708.

Knight, J.R., Folland, C.K. & Scaife, A.A. (2006): Climate impacts of the Atlantic Multidecadal Oscillation. Geophysical Research Letters 33: L17706.

Köhl, M., Neupane, P.R. & Lotfiomran, N. (2017): The impact of tree age on biomass growth and carbon accumulation capacity: A retrospective analysis using tree ring data of three tropical tree species grown in natural forests of Suriname. PLoS ONE 12(8): e0181187.

Kohlhepp, G. (1989): Verkehrs-, Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung und Probleme der regionalen Entwicklungsplanung im brasilianischen Amazonien. In: Hartmann, G. (ed.): Amazonien im Umbruch: Symposium über aktuelle Probleme und deutsche Forschungen im größten Regenwaldgebiet der Erde. Dietrich Reimer Verlag, Berlin, Alemanha: 123-140.

Korning, J. & Balslev, H. (1994): Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. Journal of Tropical Ecology 10: 151-166.

Koshikene, D. (2005): Estratégias germinativas de sete espécies florestais de diferentes estágios sucessionais da várzea na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus.

Krambeck, H.-J. (1982): Solar energy and quanta in Baltic lakes. Archiv für Hydrobiologie 95: 197-206.

Krambeck, H.-J. (1995): Application and abuse of statistical methods in mathematical modelling in limnology. Ecological Modelling 78: 7-15.

Kreuzwieser, J. & Rennenberg, H. (2014): Molecular and physiological responses of trees to waterlogging stress. Plant, Cell and Environment 37: 2245-2259.

Kubitzki, K. (1989): The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. Plant Systematics and Evolution162: 285-304.

Kvist, L.P., Andersen, M.K., Stagegaard, J., Hesselsøe, M. & Llapapasca, C. (2001): Extraction from woody forest plants in flood plain communities in Amazonian Peru: Use, choice, evaluation and conservation status of resources. Forest Ecology and Management 150: 147-174.

Kvist, L.P. & Nebel, G. (2001): A review of Peruvian flood plain forests: Ecosystems, inhabitants and resource use. Forest Ecology and Management 150: 3-26.

Labat, D., Ronchail, J. & Guyot, J.L. (2005): Recent advances in wavelet analyses: Part 2 – Amazon, Parana, Orinoco and Congo discharges time variability. Journal of Hydrology 314: 289-311.

Lamotte, S. (1990): Fluvial dynamics and succession in the lower Ucayali River basin, Peruvian Amazonia. Forest Ecology and Management 33/34: 141-156.

Lamprecht, H. (1986): Waldbau in den Tropen: Die tropischen Waldökosysteme und ihre Baumarten – Möglichkeiten und Methoden zu ihrer nachhaltigen Nutzung. Hamburg: 318pp.

Lamprecht, H. (1989): Silviculture in the tropics: Tropical forest ecosystems and their tree species – possibilities and methods for their long-term utilization, GTZ, Eschborn, Alemanha.

Langerwisch, F., Rost, S., Gerten, D., Poulter, B., Rammig, A. & Cramer, W. (2013): Potential effects of climate change on inundation patterns in the Amazon Basin. Hydrology and Earth System Sciences 17: 2247-2262.

Larcher, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen. Leben, Leistung und Streßbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. Stuttgart: 394pp.

Larcher, W. (2000): Ecofisiologia vegetal. Rima, São Carlos: 531pp.

Latrubesse, E. (2008): Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustments of mega-rivers. Geomorphology 101: 130-145.

Latrubesse, E. (2015): Large rivers, mega fans and other Quaternary avulsive fluvial systems: A potential "who's who" in the geological records. Earth Science Reviews 146: 1-30.

Latrubesse, E.M., Arima, E.Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V.R., d'Horta, F.M., Wight, C., Wittmann, F., Zuanon, J., Baker, P.A., Ribas, C.C., Norgaard, R.B., Filizola, N., Ansar, A., Flyvbjerg, B. & Stevaux, J.C. (2017): Damming the rivers of the Amazon basin. Nature 546: 363-369.

Le Cointe, P. (1922): L´Amazonie brésilienne. Paris: Librairie Maritime e Coloniale, Ed. A Challamel, 2 volumes: 528 + 495pp.

Le Cointe, P. (1935): Les crues annuelles de l´Amazone et les recentes modifications de leur régime. Annales de Géographie 44: 614-619.

Lees, A.C., Peres, C.A., Fearnside, P.M., Schneider, M. & Zuanon, J.A.S. (2016): Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. Biodiversity and Conservation 25(3): 451-466.

Leite, P.T.P., Tomazello Filho, M. & Morellato, L.P.C. (2016): Management of Cerrado trees using growth rings. Australian Journal of Basic and Applied Sciences 10(16): 92-103.

Lentini, M., Pereira, D., Celentano, D. & Pereira, R. (2005): Fatos florestais da Amazônia 2005. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Belém.

Leoni, J.M., da Fonseca Jr., S.F. & Schöngart, J. (2011): Growth and population structure of the tree species *Malouetia tamaquarina* (Aubl.) (Apocynaceae) in the central Amazonian floodplain forests and their implication for management. Forest Ecology and Management 261: 62-67.

Lévêque, C., Oberdorff, T., Paugy, D., Stiassny, M.L.J & Tedesco, P.A. (2008): Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. Hydrobiologia 595(1): 545-567.

Levis, C., Costa, F.R.C., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C.R., Junqueira, A.B., Neves, E.G., Tamanaha, E.K., Figueiredo, F.O.G., Salomão, R.P., Castilho, C.V., Magnusson, W.E., Phillips, O.L., Guevara, J.E., Sabatier, D., Molino, J.-F., Cárdenas López, D., Mendoza, A.M., Pitman, N.C.A., Duque, A., Núñez Vargas, P., Zartman, C.E., Vasquez, R., Andrade, A., Camargo, J.L., Feldpausch, T.R., Laurance, S.G.W., Laurance, W.F., Killeen, T.J., Mendonça Nascimento, H.E., Montero, J.C., Mostacedo, B., Amaral, I.L., Guimarães Vieira, I.C., Brienen, R., Castellanos, H., Terborgh, J., De Jesus Veiga Carim, M., Da Silva Guimarães, J.R., De Souza Coelho, L., De Almeida Matos, F.D., Wittmann, F., Mogollón, H.F., Damasco, G., Dávila, N., García-Villacorta, R., Coronado, E.N.H., Emilio, T., De Andrade Lima Filho, D., Schietti, J., Souza, P., Targhetta, N., Comiskey, J.A., Marimon, B.S., Marimon Jr., B.-H., Neill, D., Alonso, A., Arroyo, L., Carvalho, F.A., De Souza, F.C., Dallmeier, F., Pansonato, M.P., Duivenvoorden, J.F., Fine, P.V.A., Stevenson, P.R., Araujo-Murakami, A., Aymard, C.G.A., Baraloto, C., Do Amaral, D.D., Engel, J., Henkel, T.W., Maas, P., Petronelli, P., Cardenas Revilla, J.D., Stropp, J., Daly, D., Gribel, R., Ríos Paredes, M., Silveira, M., Thomas-Caesar, R., Baker, T.R., Da Silva, N.F., Ferreira, L.V., Peres, C.A., Silman, M.R., Cerón, C., Valverde, F.C., Di Fiore, A., Jimenez, E.M., Peñuela Mora, M.C., Toledo, M., Barbosa, E.M., De Matos Bonates, L.C., Arboleda, N.C., De Sousa Farias, E., Fuentes, A., Guillaumet, J.-L., Møller Jørgensen, P., Malhi, Y., De Andrade Miranda, I.P., Phillips, J.F., Prieto, A., Rudas, A., Ruschel, A.R., Silva, N., Von Hildebrand, P., Vos, V.A., Zent, E.L., Zent, S., Cintra, B.B.L., Nascimento, M.T., Oliveira, A.A., Ramirez-Angulo, H., Ramos, J.F., Rivas, G., Schöngart, J., Sierra, R., Tirado, M., Van Der Heijden, G., Torre, E.V., Wang, O., Young, K.R., Baider, C., Cano, A., Farfan-Rios, W., Ferreira, C., Hoffman, B., Mendoza, C., Mesones, I., Torres-Lezama, A., Medina, M.N.U., Van Andel, T.R., Villarroel, D., Zagt, R., Alexiades, M.N., Balslev, H., Garcia-Cabrera, K., Gonzales, T., Hernandez, L., Huamantupa-Chuquimaco, I., Manzatto, A.G., Milliken, W., Cuenca, W.P., Pansini, S., Pauletto, D., Arevalo, F.R., Costa Reis, N.F., Sampaio, A.F., Urrego Giraldo, L.E., Valderrama Sandoval, E.H., Valenzuela Gamarra, L., Vela, C.I.A. & Ter Steege, H. (2017): Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. Science 355(6328): 925-931.

Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., van der Heijden, G.M.F. & Nepstad, D. (2011): The 2010 Amazon drought. Science 331: 554-554.

Lieberman, M. &, Lieberman, D. (1985): Simulation of growth curves from periodic increment data. Ecology 66: 632-635.

Lima, A.C & Araújo-Lima, C.A.R.M. (2004): The distribution of larval and juvenile fishes in Amazonian rivers of different nutrient status. Freshwater Biology 49: 1-14.

Lima, D. (1999): Equity, sustainable development and biodiversity preservation: Some questions on the ecological partnership in the Brazilian Amazon. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 247-263.

Lima, D.M. & Alencar, E. (2000): Histórico da ocupação humana e mobilidade geográfica de assentamentos da várzea do médio Solimões. In: Torres, H.E. & Monteiro, H. (eds.): Populações e meio ambiente. SENAC e Associação Brasileira de Estudos Populacionais (ABEP), Brasília: 133-161.

Lima, J.P., dos Santos, S.M., de Oliveira, A.T., Araújo, R.L., da Silva Jr, J.A.L. & Aride, P.H.R. (2015): Pró-Rural aquicultura: Relatos das principais ações de extensão tecnológica e um panorama do setor aquícola do estado do Amazonas, Brasil. Nexus-Revista de Extensão do IFAM 1(1): 35-45.

Lima, J.R., dos Santos, J. & Higuchi, N. (2005): Situação das indústrias madeireiras do estado do Amazonas em 2000. Acta Amazonica 35(2): 125-132.

Lima, M.A.L., Doria, C.R.C. & Freitas, C.E.C. (2012): Pescarias artesanais em comunidades ribeirinhas na Amazônia Brasileira: Perfil socioeconômico, conflitos e cenários da atividade. Ambiente e Sociedade 5: 73-90.

Lima, R.M.B. (1994): Descrição, composição e manejo dos cultivos mistos de quintal na várzea da "Costa do Caldeirão", Iranduba, AM. Tese de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus: 292pp.

Lima, R.M.B. de & Saragoussi, M. (2000): Floodplain home gardens on the central Amazon in Brazil. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 243-268.

Lin, Q. & Mendelssohn, I.A. (1996): A comparative investigation of the effects of Louisiana crude oil on the vegetation of fresh, brackish, and salt marsh. Marine Pollution Bulletin 32(2): 202-209.

Lin, Q., Mendelssohn, I.A., Suidam, M.T., Lee, K. & Venosa, A.D. (2002): The dose-response relationship between No. 2 fuel oil and the growth of the salt marsh grass, *Spartina alterniflora*. Marine Pollution Bulletin 44: 897-902.

Lobo, G. de S., Wittmann, F. & Piedade, M.T.F. (2019): Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. Forest Ecology and Management 434: 110-118.

Lopes, A. (2007): Respostas de herbáceas aquáticas Amazônicas ao petróleo cru de Urucu (Coari-AM). Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus: 129pp.

Lopes, A. & Piedade, M.T.F. (2009): Estabelecimento de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock (Poaceae) em solo de várzea contaminado com petróleo de Urucu. Acta Amazonica 39(3): 583-590.

Lopes, A. & Piedade, M.T.F. (2010): O período da contaminação com petróleo influencia a rebrota de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock em solo de várzea da Amazônia Central? Biota Neotropica 10(4): 143-148.

Lopes, A. & Piedade, M.T.F. (2011): Time of exposure and oil dosage affecting biomass production of the Amazonian semi-aquatic grass *Echinochloa polystachya*. Rodriguésia 62(4): 901-908.

Lopes, A. & Piedade, M.T.F. (2014): Experimental study on the survival of the water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Pontederiaceae) under different oil doses and times of exposure. Environmental Science and Pollution Research 23(21): 13503-13511.

Lopes, A., Rosa-Osman, S.M. & Piedade, M.T.F. (2009): Effects of crude oil on survival, morphology, and anatomy of two aquatic macrophytes from the Amazon floodplains. Hydrobiologia 636(1): 295-305.

Lopes, A., de Paula, J.D., Mardegan, S.F., Hamada, N. & Piedade, M.T.F. (2011): Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. Acta Amazonica 41(4): 493-502.

Lopes, A., Costa, I.F., Pantoja, P. & Piedade, M.T.F. (2012): Effect of crude oil concentration and time of exposure on survival of *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcook. (Poaceae). Short Notes ADAPTA 1: 81-84.

Lopes, A., Wittmann, F., Schöngart, J. & Piedade, M.T.F. (2014): Herbáceas aquáticas em seis igapós na Amazônia Central: composição e diversidade de gêneros. Revista Geográfica Acadêmica 8: 5-17.

Lopes, A., Parolin, P. & Piedade, M.T.F. (2016): Morphological and physiological traits of aquatic macrophytes respond to water chemistry in the Amazon Basin: an example of the genus *Montrichardia* Crueg (Araceae). Hydrobiologia 766(1): 1-15.

Lopes, A., Wittmann, F., Schöngart, J., Householder, J.E. & Piedade, M.T.F. (2017): Modeling of regional- and local-scale distribution of the genus Montrichardia Crueg. (Araceae). Hydrobiologia 789: 45-57.

Lopes, A., Ferreira, A.B., Pantoja, P.O., Parolin, P. & Piedade, M.T.F. (2018): Combined effect of elevated CO_2 level and temperature on germination and initial growth of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott (Araceae): A microcosm experiment. Hydrobiologia 814: 19-30.

Lopes, A., Crema, L.C., Demarchi, L.O., Ferreira, A.B., Santiago, I.N., Rios-Villamizar, E.A. & Piedade, M.T.F. (2019): Conservação de herbáceas aquáticas em igapós de água preta dentro e fora de Unidades de Conservação no Estado do Amazonas. Biodiversidade Brasileira 9(2): 45-62.

Lopez, L., Stahle, D., Villalba, R., Torbenson, M., Song, F. & Cook, E. (2017): Tree ring reconstructed rainfall over the southern Amazon Basin. Geophysical Research Letters 44(14): 7410-7418.

Lopez, L., Villalba, R. & Bravo, F. (2013): Cumulative diameter growth and biological rotation age for seven tree species in the Cerrado biogeographical province of Bolivia. Forest Ecology and Management 292: 49-55.

Lourenço Júnior, J.B. & Garcia, A.R. (2008): Panorama da Bubalinocultura na Amazônia. In: Encontro Internacional da Pecuária da Amazônia, 2008, Belém: Anais do Encontro Internacional da Pecuária da Amazônia, Fortaleza-CE: Instituto Frutal: 1-45.

Lourenço, M. (2017): Comprometeram a imagem de toda a cadeia produtiva. Manaus: A Crítica, 26 de março de 2017: p. A2.

Lovejoy T. & Nobre, C.A. (2018): Amazon tipping point. Science Advances 4(2): eaat2340.

Lucas, C.M., Schöngart, J., Sheikh, P., Wittmann, F. & Piedade, M.T.F. (2014): Effects of land-use and hydroperiod on aboveground biomass and productivity of secondary Amazonian floodplain forests. Forest Ecology and Management 319: 116-127.

Lundberg, J.G., Machado-Allison, A. & Kay, R.F. (1986): Miocene characid fishes from Colombia: Evolutionary stasis and extirpation. Science 234(4773): 208-209.

Lundberg, J.G., Marshall, L.G., Guerrero, J., Horton, B., Malabarba, M.C.S.L. & Wesselingh, F. (1998): The stage for neotropical fish diversification. In: Malabarba, L.R., Reis, R.E., Vari, R.P., Lucena, Z.M.S. & Lucena, C.A.S. (eds.): Phylogeny and classification of Neotropical fishes. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil: 13-48.

Lytle, D.A. & Poff. L. (2004): Adaptation to natural flow regimes. Trends in Ecology and Evolution 19(2): 94-100.

Maas, P.J.M. & Vestra, L.Y. (1993): Neotropical plant families. Koeltz Scientific Books, Königstein.

MacDonald, G.M. & Case, R.A. (2005): Variations in the Pacific Decadal Oscillation over the past millennium. Geophysical Research Letters 32: L08703.

Macedo, D.S. & Anderson, A.B. (1993): Early ecological changes associated with logging in an Amazon floodplain. Biotropica 25(2): 151-163.

Magalhães, F.M.M. & Döbereiner, J. (1984): Ocorrência de *Azospirillum amazonense* em alguns ecossistemas da Amazônia. Revista Brasileira de Microbiologia 15: 246-252.

Magnabosco Marra, D., Higuchi, N., Trumbore, S.E., Ribeiro, G.H.P.M., Santos, J., Carneiro, V.M.C., Lima, A.J.N., Chambers, J.Q., Negrón-Juárez, R.I., Holzwarth, F., Reu, B. & Wirth, C. (2016): Predicting biomass of hyperdiverse and structurally complex central Amazonian forests – a virtual approach using extensive field data. Biogeosciences 13: 1553-1570.

Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R.A., Killeen, T.J., Li, W. & Nobre, C.A. (2008): Climate change, deforestation, and fate of the Amazon. Science 319:169-172.

Malhi, Y., Doughty, C. & Galbraith, D. (2011): The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. Philosophical Transactions of the Royal Society B 366: 3225-3245.

Mantua, N.J. & Hare, S.R. (2002): The Pacific Decadal Oscillation. Journal of Oceanography 58: 35-44.

Mantua, N.J., Hare, S.R., Zhang, Y., Wallace, J.M. & Francis, R.C. (1997): A Pacific decadal climate oscillation with impacts on salmon. Bulletin of the American Meteorological Society 78: 1069-1079.

Manyari, W.V. & Carvalho Jr., A.O. (2007): Environmental considerations in energy planning for the Amazon region: Downstream effects of dams. Energy Policy 35: 6526-6534.

Marcoy, P. (1994): Voyage de l'Océan Pacifique, à travers l´Amérique du Sud. Paris: Le Tour du Monde, Tome 6-16, 1862-1867. HOLOS Verlag, Bonn: 697pp.

Marengo. J.A. (1992): Interannual variability of surface climate in the Amazon basin. Journal of Climatology 12: 853-863.

Marengo, J.A. (2004): Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin. Theoretical and Applied Climatology 78: 79-96.

Marengo, J.A. (2005): Characteristics and spatio-temporal variability of the Amazon River Basin Water Budget. Climate Dynamics 24: 11-22.

Marengo, J.A. (2009): Longterm trends and cycles in the hydrometeorology of the Amazon basin since the late 1920s. Hydrological Processes 23: 3236-3244.

Marengo, J.A. & Espinoza, J.C. (2016): Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: Causes, trends and impacts. International Journal of Climatology 36(3): 1033-1050.

Marengo, J.A., Nobre, C.A., Tomasella, J., Cardoso, M.F. & Oyama, M.D. (2008): Hydro-climatic and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B 363: 1773-1778.

Marengo, J.A., Tomasella, J., Alves, L.M., Soares, W.R. & Rodriguez, D.A. (2011): The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. Geophysical Research Letters 38: L12703.

Marengo, J.A., Tomasella, J., Soares, W.R., Alves, L.M. & Nobre, C.A. (2012): Extreme climatic events in the Amazon basin – climatological and hydrological context of recent floods. Theoretical and Applied Climatology 107: 73-85.

Marengo, J.A., Souza Jr., C.A., Thonicke, K., Burton, C., Halladay, K., Betts, R.A. & Soares, W.R. (2018): Changes in climate and land use over the Amazon Region: current and future variability and trends. Frontiers in Earth Science 6: 228.

Marinho, T.A.S., Piedade, M.T.F. & Wittmann, F. (2010): Distribution and population structure of four Central Amazonian high-várzea timber species. Wetlands Ecology and Management 18(6): 665-677.

Marra, D.M., Chambers, J.Q., Higuchi, N., Trumbore, S., Ribeiro, G.H.P.M., dos Santos, J., Negron-Juarez, R.I., Reu, B. & Wirth, C. (2014): Large-scale wind disturbances promote tree diversity in a Central Amazon forest. PLoS ONE 9(8): e103711.

Martinelli, L.A., Almeida, S., Brown, I.F., Moreira, M.Z., Victoria, R.L., Filoso, S., Ferreira, C.A.C. & Thomas, W.W. (2000): Variation in nutrient distribution and potential nutrient losses by selective logging in a humid tropical forest of Rondônia, Brazil. Biotropica 31: 597-613.

Martinez, J.M., Gutot, J.L., Filizola, N. & Sondag, F. (2009): Increase in suspended sediment discharge of the Amazon River assessed by monitoring network and satellite data. Catena 79: 257-264.

Martini, A., Araújo Rosa, N. & Uhl, C. (1998): Espécies de árvores potencialmente ameaçadas pela atividade madeireira na Amazônia. IMAZON, Belém, Série Amazônia n° 11.

Martius, C. (1989): Untersuchungen zur Ökologie des Holzabbaus durch Termiten (Isoptera) in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. Afra, Frankfurt, Alemanha.

Maslin, M.A., Durham, E., Burns, S.J., Platzman, E., Grootes, P., Greig, S.E.J., Nadeau, M-J., Schleicher, M., Pflaumann, U., Lomax, B. & Rimington, N. (2000): Palaeoreconstruction of the Amazon River freshwater and sediment discharge using sediments recovered at Site 942 on the Amazon Fan. Journal of Quaternary Science 15(4): 419-434.

Maw, H.L. (1929): Journal of a passage from the Pacific to the Atlantic, crossing the Andes in the northern provinces of Peru, and descending the River Marañon, or Amazon. John Murray, London: 486pp.

Mayhew, J.E. & Newton, A.C. (1998): The silviculture of mahagony. CABI Publishing, UK.

McDaniel, J. (1997): Communal fisheries management in the Peruvian Amazon. Human Organization 56(2): 147-152.

McGrath, D.G. (2000): Avoiding a tragedy of the commons: recent development in the management of Amazonian fisheries. In: Hall, A. (ed.): Amazonia at the crossroads. Institute of Latin American Studies: London: 171-197.

McGrath, D.G. & Crossa, N.M. (1998): Restoration of floodplain lake habitat: a PLEC demonstration project. PLEC News and Views 11: 10-17.

McGrath, D.G. & Castello, L. (2015): Integrating fishers' ecological knowledge and the ecosystem based management of tropical inland fisheries: An Amazon case study. In: Fischer, J., Jorgensen, J., Josupeit, H., Kalikoski, D. & Lucas, C.M. (eds.): Fishers' knowledge and the ecosystem approach to fisheries: Applications, experiences and lessons in Latin America. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 591, Rome, FAO: 127-148.

McGrath, D., Castro, F. de, Futemma, C., Amaral, B. & Calabria, J. (1993): Fisheries and the evolution of resource management on the lower Amazon floodplain. Human Ecology 21(2): 167-195.

McGrath, D., Castro, F. & Futema, C. (1994): Reservas de lago e o manejo comunitário da pesca no Baixo Amazonas: Uma avaliação preliminar. In: D'Inaco, M.A. & Silveira, I.M. (eds.): A Amazônia e a crise de modernização. MPEG, Belém: 389-402.

McGrath, D., Silva, U. & Crossa, N.M. (1998): A traditional floodplain fishery of the lower Amazon River, Brazil. NAGA (Jan-Mar): 4-11.

McGrath, D., Castro, F., Camara, E. & Futemma, C.R.T. (1999): Community management of floodplain lakes and the sustainable development of Amazonian fisheries. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 59-82.

McGrath, D.G., Cardoso, A. & Sá, E.P. (2004): Community fisheries and co-management on the lower Amazon floodplain of Brazil. In: Welcomme, R.L. & Petr, T. (orgs.): Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Volume II. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Rap Publications: 207-222.

McGrath, D., Almeida, O.T. & Merry, F.D. (2007): The influence of community management agreements on household economic strategies: cattle grazing and fishing agreements on the lower Amazon floodplain. International Journal of the Commons 1(1): 101-121.

McGrath, D.G., Cardoso, A., Almeida, O.T. & Pezzuti, J. (2008): Constructing a policy and institutional framework for an ecosystem-based approach to managing the Lower Amazon floodplain. Environment, Development and Sustainability 10(5): 677-695.

McGrath, D., da Gama, S.P., Cardoso, A., Almeida, O. & Benatti, J.H. (2010): Integrating co-management and land tenure policies for the sustainable management of the lower Amazon floodplain. In: Pinedo Vasquez, M., Ruffino, M., Padoch, C. & Brondizio, E. (eds.): The Amazonian várzea: The decade past and the decade ahead. Springer, New York, USA: 119-135.

McGrath, D., Castello, L., Almeida, O.T. & Estupiñan, G. (2015): Market formalization, governance, and the integration of community fisheries in the Brazilian Amazon. Society and Natural Resources 28(5): 513-529.

Meade, R.H. (1994): Suspended sediments of the modern Amazon and Orinoco Rivers. Quaternary Research 21: 29-39.

Meade, R.H., Nordin, C.F., Curtis, W.F., Mahoney, H.A. & Delaney, B.M. (1979): Suspended-sediment and velocity data, Amazon River and its tributaries, June-July 1976 and May-June 1977. US Geological Survey, Open-File Report 79-515: 60pp.

Meade, R.H., Dunne, T., Richey, J.E., Santos, U. de M. & Salati, E. (1985): Storage and remobilization of suspended sediment in the lower Amazon river of Brazil. Science 228: 488-490.

Meade, R.H., Rayol, J.M., Da Conceicao, S.C. & Natividade, J.R.G. (1991): Backwater effects in the Amzon River basin of Brazil. Environmental Geology and Water Sciences 18: 105-114.

Medina, E., Sobrado, M. & Herrera, R.R. (1978): Significance of leaf orientation for leaf temperature in an Amazonian sclerophyll vegetation. Biophysik 15(2):131-40.

Meggers, B.J. (1950): Caboclo life in the Mouth of the Amazon. The Antropological Quarterly 23: 14-28.

Meggers, B.J. (1954): Environmental limitations on the development of culture. American Anthropologist 56: 801-824.

Meggers, B.J. (1971): Amazonia: Man and culture in a counterfeit paradise. Aldine-Atherton, Chigago: 182pp.

Meggers, B.J. (1974): Environment and culture in Amazonia. In: Wagley, C. (org.): Man in the Amazon. The University of Florida Press, Gainesville: 91-110.

Meggers, B.J. (1977): Amazônia: A ilusão de um paraíso. Civilização Brasileira, Rio de Janeiro: 207pp.

Meggers, B.J. (1995): Archaeological perspectives on the potential of Amazonia. In: Nishizawa, T. & Uitto, J.I. (orgs.): The fragile tropics of Latin America: Sustainable management of changing environments. United Nations University Press, Tokyo, New York, Paris: 68-93.

Melack, J.M. & Fisher, T.R. (1990): Comparative limnology of tropical floodplain lakes with an emphasis of the central Amazon. Acta Limnologica Brasiliensia 3: 1-48.

Melack, J.M. & Forsberg, B.R. (2001): Biogeochemistry of Amazonian floodplain lakes and associated wetlands. In: McClain, M.E., Victoria, R.L. & Richey, J.E. (eds.): The biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world. Oxford University Press, Oxford: 235-274.

Melack, J.M. & Hess, L.L. (2010): Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 43-59.

Melack, J.M., Novo, E.M.L.M., Forsberg, B.R., Piedade, M.T.F. & Maurice, L. (2009): Floodplain ecosystem processes. In: Keller, M., Bustamante, M., Gash, J. & Dias, P.S. (eds): Amazonia and global change. Geophysical Monograph 186, American Geophysical Union, Washington, DC: 525-541.

Mello, T. de. (1983): Manaus – amor e memória. Graphic Cartonagem Ltda., Manaus: 204pp.

Merck, A.M.T. (1994): Aspectos taxonômicos, morfológicos e autoecológicos de *Pomacea lineata* (Philippi, 1851) e *Pomacea papyracea* (Spix, 1827) Mollusca, Prosobranchia, nas áreas alagáveis nos rios Amazonas e Negro, AM. Tese de Doutorado, Universidade de São Carlos, São Carlos: 268pp.

Mérona, B. (1985): Les peuplements de poissons et la pêche dans bas Tocantins (Amazonie brésilienne) avant la fermeture du barrage de Tucurui. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 22: 2698-2703.

Mérona, B. (1990): Amazon fisheries: General characteristics based on two case studies. Interciência 15(6): 461-468.

Mérona, B. (1993): Pesca e ecologia dos recursos aquáticos na Amazônia. ln: Furtado, L.G., Leitão, W. & Fiúza de Mello, A. (eds.): Povos das águas realidade e perspectivas na Amazônia. Belém: 159-185.

Mérona, B. & Bittencourt, M.M. (1988): A pesca na Amazônia através dos desembarques do mercado de Manaus: Resultados preliminares. Memoria Sociedad de Ciencias Naturales La Salle 48(Supl.): 433-453.

Mertes, L.A.K., Daniel, D.L., Melack, J.M., Nelson, B., Martinelli, A. & Forsberg, B.R. (1995): Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. Geomorphology 13: 215-232.

Meschkat, A. (1958): As malhadeiras de pesca. Superintendência do Plano de Valorização Econômica da Amazônia (SPVEA), Bélem: 21pp.

Meschkat, A. (1960): Report to the government of Brazil on the fisheries of the Amazon Region. Report 1305, BRA/TE/FI, FAO, Rome: 76pp.

Mesquita, R.C.G. (2000): Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 130: 131-140.

Metzger, J.P., Bernacci, L.C. & Goldenberg, R. (1997): Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths. Plant Ecology 133: 135-152.

Meyer, U. (1991): Feinwurzelsysteme und Mykorrhizatypen als Anpassungsmechanismen in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern – Igapó und Várzea. Doktorarbeit, Universität Hohenheim: 230pp.

Meyer, U., Junk, W.J. & Linck, C. (2010): Fine root systems and mycorrhizal associations in two Central Amazonian inundation forests: Igapó and várzea. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 163-178.

Miorando, P.S., Rebêlo, G.H., Pignati, M.T. & Pezzuti, J.C.B. (2013): Effects of community-based management on Amazon river turtles: A case study of *Podocnemis sextuberculata* in the Lower Amazon floodplain, Pará, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 12(1): 143-150.

Miranda, D.L.C., Higuchi, N., Trumbore, S.E., Latorraca, J.V., Carmo, J.F. & Lima, A.J.N. (2018a): Using radiocarbon-calibrated dendrochronology to improve tree-cutting cycle estimates for timber management in southern Amazon forests. Trees 32: 587-602.

Miranda, Z.P., Guedes, M.C. & Schöngart, J. (2018b): Volume increment modeling and subsidies for the management of the tree *Mora paraensis* (Ducke) Ducke based on the study of growth rings. Trees 32: 277-286.

Mithum, N.M., Shashidhara, S. & Vivek Kumar, R. (2011): *Eclipta alba* (L.) A review on its phytochemical and pharmacological profile. Pharmacology 1: 345-357.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (1986): Wetlands. Van Norstrand Reinhold Company, New York: 539pp.

MMA (2014): Portaria N: 444 de 17 de dezembro de 2014. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Disponível em: http://www.in.gov.br/autenticidade.html. Acesso em 15 de agosto de 2016.

Molion, L.C.B. & Dallarosa, R.L.G. (1992): Pluviometria da Amazônia: São os dados confiáveis? Climanálise – Boletim de Monitoramento e Análise Climática 5(3): 40-42.

Monteiro, M.Y. (1994): Fundação de Manaus. Editora Metro Cúbico, Manaus: 159pp.

Montero, J.C., Piedade, M.T.F. & Wittmann, F. (2014): Floristic variation across 600 km of inundation forests (Igapó) along the Negro River, central Amazonia. Hydrobiologia 729: 229-246.

Moraes, S.C, Noronha, M. & Resende, L.M. (2010): Desafios de competitividade na cadeia produtiva de pescado no Amazonas: O desenvolvimento pelo viés da sustentabilidade. In: Anais Congresso Internacional de Administração 2010, Paraná: 12pp.

Mori, G.B., Schietti, J., Poorter, L. & Piedade, M.T.F. (2019): Trait divergence and habitat specialization in tropical floodplain forests trees. PLoS ONE 14(2): e0212232.

Mori, S. (2001): A familia da Castanha-do-Pará: Símbolo do Rio Negro. In: Oliveira, A.A. & Daly, D.C. (eds.): Florestas do Rio Negro. UNIP, NYBG e Companhia das Letras, São Paulo: 119-142.

Motta, R. (1995): A fragile capitalism in a fragile environment: Entrepreneurs and state bureaucracies in the free trade zone of Manaus. In: Nishizawa, T. & Uitto, J.I. (orgs.): The fragile tropics of Latin America: Sustainable ma-

nagement of changing environments. United Nations University Press, Tokyo, New York, Paris: 180-198.

MPA (2011): Ministério da Pesca e Aquicultura. Boletim Estatístico da Pesca e Aqüicultura – Brasil 2011. Brasília: 60pp.

MPA (2014): Ministério da Pesca e Aquicultura. Coleta de dados da produção de pesca e aquicultura relativa ao exercício de 2013. Brasília: 58pp.

MPA (2015): Ministério da Pesca e Aquicultura. http://sinpesq.mpa.gov.br/rgp/.

Muratova, A.Y., Turkovskaya, O.V., Hübner, T. & Kuschk, P. (2003): Studies of the efficacy of alfalfa and reed in the phytoremediation of hydrocarbon-polluted soil. Applied Biochemistry and Microbiology 39: 599-605.

Nakazono, E. & Piedade, M.T.F. (2004): Biologia e ecologia do arumã, *Ischnosiphon polyphyllus* (Marantaceae), no Arquipélago de Anavilhanas, Rio Negro, Amazônia Central. Revista Brasileira de Botânica 27: 421-428.

Nascimento, E.A. (2015): Manejo florestal comunitário e o mercado: Aspectos da cadeia produtiva da madeira na região do Médio Solimões. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciência Econômica), Universidade do Estado do Amazonas (UEA), Manaus.

Navarro, G. & Maldonado, M. (2002): Geografía ecológica de Bolivia: Vegetación y ambientes acuáticos. Centro de Ecología Simón I. Patino, Departamento de Difusión. Cotchabamba, Bolivia: 719pp.

Nebel, G. (2001): *Minquartia guianensis* Aubl.: Use, ecology and management in forestry and agroforestry. Forest Ecology and Management 150: 115-124.

Nebel, G., Dragsted, J., Simonsen, T.R. & Vanclay, J.K. (2001a): The Amazon flood plain forest tree *Maquira coriacea* (Karsten) CC Berg: Aspects of ecology and management. Forest Ecology and Management 150: 103-113.

Nebel, G., Dragsted, J. & Vanclay, J.K. (2001b): Structure and floristic composition of floodplain forests in the Peruvian Amazon: II. The understorey of restinga forests. Forest Ecology and Management 150: 59-77.

Nebel, G., Kvist, L.P., Vanclay, J.K., Christensen, H., Freitas, L. & Ruíz, J. (2001c): Structure and floristic composition of floodplain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey. Forest Ecology and Management 150: 27-57.

Nebel, G., Kvist, L.P., Vanclay, J.K. & Vidaurre, H. (2001d): Forest dynamic in flood plain forests in the Peruvian Amazon: Effects of disturbance and implications for management. Forest Ecology and Management 150: 79-92.

Nebel, G. & Meilby, H. (2005): Growth and population structure of timber species in Peruvian flood plains. Forest Ecology and Management 215: 196-211.

Neeff, T. & Santos, J.R. (2005): A growth model for secondary forest in Central Amazonia. Forest Ecology and Management 216: 270-282.

Neiff, J.J. (2001): Humedales de la Argentina: Sinopsis, problemas y perspectivas futuras. In: Cirelli, A.F. (ed.): El agua en Iberoamérica. Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura. Publ. CYTED: 83-112.

Nepstad, D.C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C.A., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. & Brooks, V. (1999): Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature 398: 505-508.

Nepstad, D.C., Stickler, C.M., Soares-Filho, B. & Merry, F. (2008): Interactions among Amazon land use, forests and climate: Prospects for a near-term forest tipping point. Philosophical Transactions of the Royal Society B 363: 1737-1746.

Neves, J.R.D., Piedade, M.T.F., Resende, A.F. de, Feitosa, Y.O. & Schöngart, J. (2019): Impact of climatic and hydrological disturbances on black-water floodplain forests in Central Amazonia. Biotropica 51(4): 484-489.

Nobre, C.A., Sampaio, G., Borma, L.S., Castilla-Rubio, J.C., Silva, J.S. & Cardoso, M. (2016): Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 113: 10759-10768.

Nobre, P. & Shukla, J. (1996): Variations of sea surface temperature, wind stress, and rainfall over the tropical Atlantic and South America. Journal of Climate 9: 2464-2479.

Noda, H., Junk, W.J. & Pahlen, A.V.D. (1978): Emprego de macrófitas aquáticas ("Matupá") como fonte de matéria orgânica na cultura de feijão-de-asa (*Psophocarpus tetragonolobus*) em Manaus. Acta Amazonica 8(1): 107-109.

Noda, S.N., Noda, H. & Santos, H. P. dos (2000): Family farming systems in the floodplains of the State of Amazonas. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 215-242.

Nolan, K.S.S., Fabré, N.N. & Batista, V.S. (2009): Landscape variables affecting fishery yield in lake systems of the Central Amazon region, Brazil. Journal of Applied Ichthyology 25: 294-298.

Nordenskiöld, E. (1916): Die Anpassung der Indianer an die Verhältnisse in den Überschwemmungsgebieten in Südamerika. Ymer 2: 138-155.

Noronha, I.R., Ferreira, M.I.P. & Pinto, A.E.M. (2018): Riscos e danos ambientais associados às atividades da cadeia produtiva do petróleo: Instrumentos de comando e controle para mitigação dos impactos de vazamentos de óleo. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental 7(1): 596-613.

Nugent, S. (1994): Invisible Amazonia and the aftermath of conquest: a coda to the quincentenary celebrations. Journal of Historical Sociology 7(2): 224-241.

Nunes, A.L. (1989): Estudo sobre o ciclo de vida e fenologia de *Stenacris fissicauda fissicauda* (Bruner, 1908) (Orthoptera – Acrididae) em um lago de várzea da Amazônia Central, Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/ Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus: 122pp.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2011): A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international classification systems. In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Pensoft, Sofia-Moscow: 127-142.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2014): A classificação dos macrohabitats do Pantanal Matogrossense. In: Nunes da Cunha, C. Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (eds.): Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Instituto Nacional de Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT: 77-122.

Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2017): Classificação dos macrohabitats do Pantanal matogrossense para fins de gestão. In: Nunes da Cunha, C., Arruda, E.C. & Junk, W.J. (eds.): Marcos referenciais para a lei federal do Pantanal e gestão de outras áreas úmidas. EdUFMT, Carlini & Caniato: 73-79.

Ohly, J.J. (1986): Water-buffalo husbandry in the Central Amazon region in view of recent developments. Animal Research and Development 24: 23-40.

Ohly, J.J. (1987): Untersuchungen über die Eignung der natürlichen Pflanzenbestände auf den Überschwemmungsgebieten (várzea) am mittleren Amazonas, Brasilien, als Weide für den Wasserbüffel (*Bubalus bubalis*) während der terrestrischen Phase des Ökosystems. Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen 24: 199pp.

Ohly, J.J. (2000a): Artificial pastures on Central Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 291-311.

Ohly, J.J. (2000b): Development of Central Amazonia in the modern era. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 27-73.

Ohly, J.J. & Hund, M. (1996): Pasture farming on the floodplains of Central Amazonia. Animal Research and Development 43/44: 53-79.

Ohly, J.J. & Junk, W.J. (1999): Multiple use of central amazon floodplains: combining ecological conditions, requirements for environmental protection, and socioeconomic needs. Advances in Economic Botany 13: 283-299.

Ohly, J.J. & Hund, M. (2000): Floodplain animal husbandry in Central Amazonia. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F., & Soares, M.G.M. (orgs.): The Central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 313-343.

Ojasti, J. (1980): Ecology of capybara raising on inundated savannas of Venezuela. Tropical Ecology and Development 27: 287-293.

Oke, O.A. & Elmo, B.O. (1990): Elemental analysis of water hyacinth growing in the Badagry lagoon of Lagos state, Nigeria. Nigerian Journal of Weed Science 3: 67-70.

Oliveira Filho, J.P. (1990): Frontier security and the new indigenism: Nature and origins of the Calha Norte Project. In: Goodman, D. & Hall, A. (orgs.): The future of Amazonia. Destruction or sustainable management. St. Martin´s Press, New York: 155-176.

Oliveira Wittmann, A., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Parolin, P. (2007): Germination in four low-várzea tree species of Central Amazonia. Aquatic Botany 86(3): 197-203.

Oliveira Wittmann, A., Lopes, A., Conserva, A.S., Wittmann, F. & Piedade, M.T.F. (2010): Seed germination and seedling establishment in floodplain forests. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 259-280.

Oliveira, A.A. de & Mori, S.A. (1999): A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. Biodiversity and Conservation 8: 1219-1244.

Oliveira, A.A. de & Nelson, B.W. (2001): Floristic relationships of terra firme forests in the Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 146: 169-179.

Oliveira, A.C. de (1998): Aspectos da dinâmica populacional de *Salix martiana* Leyb. (Salicaceae), em áreas de várzea da Amazônia central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus: 83pp.

Oliveira, A.E. de (1983): Ocupação humana. In: Salati, E., Junk, W.J., Schubart, H.O.R. & Oliveira, A.E. de (eds.): Amazônia: Desenvolvimento, integração e ecologia. Brasiliense, CNPq, São Paulo: 144-327.

Oliveira, A.M., de Almeida Val, V.M.F. & Val, A.L. (2012): Caracterização da atividade de piscicultura nas mesorregiões do estado do Amazonas, Amazônia brasileira. Revista Colombiana de Ciência Animal 4(1): 154-162.

Oliveira, A.R. de (1994): Evidence of the nature of the process of indigenous deculturation and destabilization in the Brazilian Amazon in the last three hundred years: Preliminary data. In: Roosevelt, A.C. (org.): Amazonian Indians from prehistory to the present. University of Arizona Press, Tuscon: 95-122.

Oliveira, G.C.X. (1992): Padrões de variação fenotípica e ecologia de *Oryza* (Poaceae) selvagens da Amazônia. Dissertação de Mestrado, USP, Piracicaba: 303pp.

Oliveira, J.A., Cambraia, J., Cano, M.A.O. & Jordão, C.P. (2001): Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvínia. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal 13(3): 329-341.

Oliveira, L.A. de, Moreira, F.W., Falcao, N.P. & Pinto, V.S.G. (2000): Floodplain soils of Central Amazonia: Chemical and physical characteristics and agricultural sustainability. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 129-140.

Oliveira-Filho, A.T., Vilela, E.A., Gavilanes, M.L. & Carvalho, D.A. (1994): Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semi deciduous forest in South-eastern Brazil. Vegetatio 113: 99-124.

Ordinez-Collart, O. (1988): Ecologie de la crevette d'Amazonie, *Macrobrachium amazonicum*. In: Condicions ecologiques et economiques de la producion dune ile de Várzea: l'ile du Careiro. Rapport terminal, Orstom, INPA, pour la Commission des Communautés Euroéennes (CEE): 313-319.

Ostrom, E. (1992): Diseño de instituiciones para sistemas de riego auto-gestionarios. Institute for Contemporary Studies, San Francisco.

Osuji, L.C. & Onajake, C.M. (2006): Field reconnaissance and estimation of petroleum hydrocarbon and heavy metal contents of soil affected by the Ebocha-8 oil spillage in Niger Delta, Nigeria. Journal of Environmental Management 79: 133-139.

Oti, S. (1947): A história da juta na Amazônia. "A Vanguarda", Belém, 09 de julho de 1947: 13pp.

Oviedo, A.F.P., Bursztyn, M. & Drummond, J.A. (2015): Agora sob nova administração: Acordos de pesca nas várzeas da Amazônia brasileira. Ambiente & Sociedade 18(4): 119-138.

Oviedo, A., Mitraud, S., McGrath, D.G. & Bursztyn, M. (2016): Implementing climate variability at the community level in the Amazon floodplain. Environmental Science & Policy 63: 151-160.

Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez. M. & Henderson, A. (eds.) (1999): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press.

Pará. Lei N° 6.713, de 25 de janeiro de 2005.

Paredes-Villanueva, K., Sánchez-Salguero, R., Manzanedo, R.D., Quevedo Sopepi, G., Palacios, G. & Navarro-Cerrillo, R.M. (2013): Growth rate and climatic response of *Machaerium scleroxylon* in a dry tropical forest in southeastern Santa Cruz, Bolivia. Tree -Ring Research 69: 63-79.

Parolin, P. (2000a): Growth, productivity, and use of trees in white water floodplains. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M. G.M. (eds.): The central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 375-391.

Parolin, P. (2000b): Seed mass in Amazonian floodplains forest with contrasting nutrients supplies. Journal of Tropical Ecology 16: 417-428.

Parolin, P. (2001a): Morphological and physiological adjustments to waterlogging and drought in seedlings of Amazonian floodplain trees. Oecologia 128: 326-335.

Parolin, P. (2001b): Seed germination and early establishment in 12 tree species from nutrient-rich and nutrient-poor Central Amazonian floodplains. Aquatic Botany 70: 89-103.

Parolin, P. (2009): Submerged in darkness: Adaptations to prolonged submergence by woody species of the Amazonian floodplains. Annals of Botany 103: 359-376.

Parolin, P., Oliveira, A.C., Piedade, M.T.F., Wittmann, F. & Junk, W.J. (2002): Pioneer trees in Amazonian floodplains: Key species form monospecific stands in different habitats. Folia Geobotanica 37: 225-238.

Parolin, P., De Simone, O., Haase, K., Waldhoff, D., Rottenberger, S., Kuhn, U., Kesselmeier, J., Schmidt, W., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (2004): Central Amazon floodplain forests: Tree survival in a pulsing system. The Botanical Review 70: 357-380.

Peixoto, J.M.A., Nelson, B.W. & Wittmann, F. (2009): Spatial and temporal dynamics of river channel migration and vegetation in central Amazonian white-water floodplains by remote-sensing techniques. Remote Sensing of Environment 113(10): 2258-2268.

Pereira, H. dos S. (2002): Economia institucional da co-gestão de recursos pesqueiros na várzea do Rio Amazonas. IBAMA/ProVárzea, Manaus.

Pereira Filho, M., Storti Filho, A. & Graef, E.W. (1987): Preparo e utilização de ingredientes produzidos em Manaus, no arraçoamento do matrinxã, *Brycon* sp. II. Teste experimental. Anais do V Congresso Brasileiro Engenharia de Pesca, Fortaleza: 187-199.

Perin, R., Linhares, G.M. & Muniz, S.R. (2008): Potencial produtivo da pecuária de corte em áreas de várzea no Estado do Amazonas. In: Anais do 35º Congresso Brasileiro de Medicina Veterinária. Sociedade Brasileira de Medicina Veterinária, Porto Alegre, 33: 1-6.

Petermann, P. (1997): The birds. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer, Berlin: 419-451.

Peterson, C.H., Rice, S.D., Short, J.W., Esler, D., Bodkin, J.L., Ballachey, B.E. & Irons, D.B. (2003): Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. Science 302: 2082-2086.

Petrere Jr., M. (1978a): Pesca e esforço de pesca no Estado do Amazonas I. Esforço e captura por unidade de esforço. Acta Amazonica 8: 439-454.

Petrere Jr., M. (1978b): Pesca e esforço de pesca no Estado do Amazonas II. Locais, aparelhos de captura e estatísticas de desembarque. Acta Amazonica 8(3)(Supl.): 1-54.

Petrere Jr., M. (1982): Ecology of the fisheries in the river Amazon and its tributaries in the Amazonas States (Brazil). PhD Thesis. University of East Anglia, UK: 96pp.

Petrere Jr., M. (1985): A pesca comercial no rio Solimões-Amazonas e seus afluentes: Análise dos informes do pescado desembarcado no mercado Municipal de Manaus (1976-1978). Ciência e Cultura 37(12): 1987-1999.

Petrere Jr., M. (1991): As comunidades humanas ribeirinhas da Amazônia e suas transformações sociais. In: Diégues, A.C. (ed.): Populações humanas, rios e mares da Amazônia. Anais do IV Encontro de Ciências Sociais e o Mar no Brasil, São Paulo: 31-68.

Petrere Jr., M. (1992): Pesca na Amazônia. In: Secretaria de Estado de Ciência e Meio Ambiente. In: Anais do Seminário Internacional sobre Meio Ambiente, Pobreza e Desenvolvimento da Amazônia, Simdamazônia, Belém: 72-78.

Petrere Jr., M., Barthem, R.B. & Magnawita, A. (1992): Relatório final do tema: Utilização dos recursos hídricos minerais. Sub-tema: Pesca e recursos pesqueiros. In: Seminário Internacional Sobre Meio Ambiente, Pobreza e Desenvolvimento da Amazônia. Sindamazônia. Belém: 95-96.

Petrick, C. (1978): The complimentary function of floodplains for agricultural utilization. Applied Sciences and Development 12: 26-46.

Petrobras (2010): Província petrolífera de Urucu. Petrobras. Características do petróleo Urucu. CNPES, SEPESQ, DIQUIM, SETAV, Anexo V.

Petrobras (2015): Província petrolífera de Urucu. Disponível em: http://sites.petrobras.com.br/minisite/urucu/urucu.html Acesso em 15 de outubro de 2015.

Petruccio, M.M. & Esteves, F.A. (2000): Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. Revista Brasileira de Biologia 60(2): 229-236.

Pezeshki, S.R. & DeLaune, R.D. (2015): United States Gulf of Mexico coastal marsh vegetation responses and sensitivities to oil spill: A review. Environments 2: 586-607.

Pezeshki, S.R., Hester, M.W., Lin, Q. & Nyman, J.A. (2000): The effect of oil spill and cleanup on dominant US Gulf coast marsh macrophytes: A review. Environment Pollution 180: 129-139.

Phillips, O., Gentry, A.H., Wilkin, P. & Gálvez-Durand, C. (1994): Quantitative ethnobotany and Amazonian conservation. Conservation Biology 8(1): 225-248.

Pianka, E.R. (1970) On r- and K-Selection. The American Naturalist 104(940): 592-597.

PIATAM (2008): Estudo prévio de impacto ambiental para construção do gasoduto Juruá/Urucu. Relatório de Impacto Ambiental: 68p.

Piedade, M.T.F. (1993): Biologia e ecologia de *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock (Gramineae = Poaceae), capim semi-aquático da várzea amazônica. Acta Limnologica Brasiliensia 7: 173-185.

Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (2000): Natural grasslands and herbaceous plants in the Amazon floodplain and their use. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M. G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 269-290.

Piedade, M.T.F., Junk, W.J. & Long, S.P. (1991): The productivity of the C_4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon Floodplain. Ecology 72: 1456-1463.

Piedade, M.T.F., Long, S.P. & Junk, W.J. (1994): Leaf and canopy CO_2 uptake of a stand of *Echinochloa polystachya* on the Central Amazon floodplain. Oecologia 97: 159-174.

Piedade, M.T.F., Junk, W.J. & Long, S.P. (1997): Nutrient dynamics of the highly productive C_4 macrophyte *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. Functional Ecology 11: 60-65.

Piedade, M.T.F., Morison, J.I.L., Mueller, E., Long, S.P., Junk, W.J. & Jones, M.B. (2000): Very high productivity of the C_4 aquatic grass *Echinochloa polystachya* in the Amazon floodplain confirmed by net ecosystem CO_2 flux measurements. Oecologia 125: 400-411.

Piedade, M.T.F., Worbes, M. & Junk, W.J. (2001): Geo-ecological controls on elemental fluxes in communities of higher plants in Amazonian floodplains. In: McClain, M.E., Victoria, R.L. & Richey, J.E. (eds.): The biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world. Oxford University Press, Oxford: 209-234.

Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Junk, W.J. (2005): O manejo sustentável das áreas alagáveis da Amazônia Central e as comunidades herbáceas aquáticas. Uakari 1: 29-38.

Piedade, M.T.F., Ferreira, C.S., Oliveira Wittmann, A., Buckeride, M. & Parolin, P. (2010): Biochemistry of Amazonian floodplain trees. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 127-140.

Piedade, M.T.F., Junk, W.J., D'Angelo, S.A., Wittmann, F., Schöngart, J. & Lopes, A. (2010b): Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains: state of the art and research needed. Acta Limnologica Brasiliensia 22: 165-178.

Piedade, M.T.F., Junk, W.J., Sousa, P.T., Nunes da Cunha, C., Schöngart, J., Wittmann, F., Candotti, E. & Girard, P. (2012): As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro. In: Comitê Brasil em defesa das florestas e do desenvolvimento sustentável (ed.): Código Florestal e a ciência: O que nossos legisladores ainda precisam saber. Sumários executivos de estudos científicos sobre impactos do projeto de Código Florestal, Comitê Brasil, Brasília: 9-17.

Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Wittmann, F., Parolin, P. & Junk, W.J. (2013): Impactos ecológicos da inundação e seca a vegetação das áreas alagáveis amazônicas. In: Nobre, C.A. & Borma, L.S. (eds.): Eventos climáticos extremos na Amazônia: Causas e consequências. 1. Ed., Oficina de Textos, São Paulo: 268-305.

Piedade, M.T.F., Val, V.M.F.A., Lopes, A., Sadauskas-Henrique, H., Fe, L.M.L. & Wittmann, F. (2014): Organismos aquáticos e de Áreas Úmidas em uma Amazônia em transição. Ciência e Cultura 66: 34-40.

Piedade, M.T.F., Junk, W.J., Wittmann, F., Lopes, A., Weiss, B. & Schöngart, J. (2016): Dinâmica de populações, ecologia e estratégias de dispersão de *Astrocaryum jauari* no Rio Negro, Amazônia Central, Brasil. XIV. Morichales, cananguchales y otros palmares inundables de Suramérica: 391-405.

Piedade, M.T.F., Lopes, A., Demarchi, L.O., Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J. & Cruz, J. (2019): Guia de campo de herbáceas aquáticas: várzea Amazônica. 1. ed. Editora INPA, Manaus: 300pp.

Pignati, M.T., Fernandes, L.F., Miorando, P.S., Ferreira-Junior, P.D. & Pezzuti, J.C.B. (2013): Nesting site and hatching success of *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) in a floodplain area of the lower Amazon River, Pará, Brazil. South American Journal of Herpetology, 3(3): 175-185.

Piñedo-Vasquez, M., Zarin, D. & Jipp, P. (1992): Community forest and lake reserves in the Peruvian Amazon: A local alternative for sustainable use of tropical forests. In: Nepstad, D. & Schwartzman, S. (eds.): Non-timber products from tropical forests. Advances in economic botany, Volume 9. New York Botanical Garden: 79-86.

Piñedo-Vasquez, M., Ruffino, M.L., Padoch, C. & Brondizio, E.S. (2010): The Amazon várzea: The decade past and the decade ahead. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 362pp.

Piponiot, C., Derroire, G., Descroix, L., Mazzei, L., Rutishauser, E., Sist, P. & Hérault, B. (2018): Assessing timber volume recovery after disturbance in tropical forests – A new modelling framework. Ecological Modelling 384: 353-369.

Piponiot, C., Rödig, E., Putz, F.E., Rutishauser, E., Sist, P., Asscarunz, N., Blanc, L., Derroire, G., Descroix, L., Guedes, M.C., Coronado, E.H., Huth, A., Kanashiro, M., Licona, J.C., Mazzei, L., d'Oliveira, M.V.N., Peña-Claros, M., Rodney, K., Shenkin, A., Souza, C.R., Vidal, E., West, T.A.P., Wortel, V. & Hérault, B. (2019): Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? Environmental Research Letter 14: 064014.

Pires, A. (2004): Princípios e processos na implantação do manejo florestal comunitário na RDS Mamirauá. In: Ricardo, F. (ed.): Terras indígenas e unidades de conservação da natureza: O desafio das sobreposições. Instituto Sócio Ambiental (ISA), São Paulo: 558-563.

Pires, J.M. & Koury, H.M. (1959): Estudo de um trecho de mata de várzea próximo a Belém. Boletim Técnico IAN 36: 3-44.

Pisarz, M. (1995): Untersuchungen zum Vorkommen bestimmter Tierseuchen bei Rindern und Wasserbüffeln in den Weisswasserüberschwemmungsgebieten (Várzeas) der mittleren Amazonasregion Brasiliens. Tese de Doutorado, Universität Giessen: 111pp.

Pitman, N.C.A., Terborgh, J., Silman, M.R., Nuñez, P.V., Neill, D.A., Cerón, C.E., Palacios, W.A. & Aulestia, M. (2002): A comparison of tree species diversity in two upper Amazonian forests. Ecology 83: 3210-3224.

Pokorny, B. & Johnson, J. (2008): Community forestry in the Amazon: the unsolved challenge of forests and the poor. ODI Natural Resource Perspectives 112: 1-4.

Pomeroy, R.S. & Berkes, F. (1997): Two to tango: The role of government in fisheries co-management. Marine Policy 21: 465-80.

Porro, A. (1994): Social organization and political power in the Amazonian floodplain: The ethnohistorical sources. In: Roosevelt, A.C. (org.): Amazonian Indians from prehistory to the present. Tucson: University of Arizona Press: 79-94.

Potter, C., Zhang, P., Klooster, S., Genovese, V., Shekhar, S. & Kumar, V. (2004): Understanding controls on historical river discharge in the world's largest drainage basins. Earth Interactions 8(2): 1-21.

Pouilly, M., Beck, S.G., Moraes, R.M. & Ibenes, C. (2004): Diversidad biológica en la llanura de inundación del Rio Mamoré. Importância ecológica de la dinámica fluvial. Centro de Ecología Simón I. Patino, Santa Cruz, Bolívia: 383pp.

Prado, K.L.L. & Rubin, M.A.L. (2003): Efeito de petróleo sobre a macrófita aquática *Eichhornia crassipes* em experimento de laboratório. Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil: 83-85.

Prance, G.T. (1975): Estudos sobre a vegetação das Campinas Amazônicas I. Introdução a uma série de publicações sobre a vegetação das Campinas Amazônicas. Acta Amazonica 5(2): 207-209.

Prance, G.T. (1979): Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. Brittonia 3: 26-38.

Prang, G. (1996): Pursuing the sustainable development of wild caught ornamental fishes in the middle Rio Negro, Amazonas, Brazil. Aquatic Survival 5(1): 6-8.

Puhakka, M. & Kalliola, R. (1993): La vegetación en áreas de inundación en la selva baja de la Amazonia Peruana. In: Kalliola, R., Puhakka, M. & Danjoy, W. (eds.): Amazonia Peruana: Vegetación húmeda tropical en el llano subandino. Proyecto Amazonia, Turku: 113-138.

Putnam, R. D. (1993): Comunidade e democracia a experiência da Itália Moderna. Fundação Getúlio Vargas.

Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T. & Dykstra, D. (2008): Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. Forest Ecology and Management 256: 1427-1433.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Feury, S., Griscom, B., Palmer, J. & Zagt, R. (2012): Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: The attained and the attainable. Conservation Letters 5: 296-303.

Putz, R. & Junk, W.J. (1997): Phytoplankton and periphyton. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York: 207-222.

Queiroz, H.L. (1999): Artisanal fisheries of pirarucu at the Mamirauá Ecological Station. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 83-99.

Queiroz, H.L. (2000): Natural history and conservation of pirarucu, *Arapaima gigas*, at the Amazonian Varzea: Red giants in muddy waters. Tese de Doutorado, University of St Andrews: 226pp.

Queiroz, H.L. & Peralta, N. (2010): Protected areas in Amazonian várzea and their role in its conservation: The case of Mamirauá Sustainable Development Reserve (MSDR). In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 465-483.

Quinn, W.H., Neal, V.T. & Mayolo, S.E.A. (1987): El Niño occurrences over the past four and a half centuries. Journal of Geophysical Research 92: 14449-14461.

Raffles, H. (1990): Exploring the anthropogenic Amazon: Estuarine landscape transformations in Amapá, Brazil. Advances in Economic Botany 13: 355-370.

Rai, H. & Hill, G. (1984): Microbiology of Amazonian waters. In: Sioli, H. (ed.): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht, Boston, Lancaster: 413-441.

Ramos, C.J.P., Graça, P.M.L.A. & Fearnside, P. (2018): Deforestation dynamics on an Amazonian peri-urban frontier: Simulating the influence of the Rio Negro bridge in Manaus, Brazil. Environmental Management 62: 1134-1149.

Reis, A.C.F. (1974): Economic history of the Brazilian Amazon. In: Wagley, C. (org.): Man in the Amazon. The University of Florida Press, Gainesville: 33-44.

Reis, A.C.F. (1940): História do Amazonas. Coleção Reconquista do Brasil, V. 145, 2ª. Edição, Belo Horizonte/Rio de Janeiro: 261pp.

Reis, R.E., Kullander, O. & Ferraris Jr., C.J. (2003): Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre: 742pp.

Renó, V.F., Novo, E.M.L.M., Suemitsu, C., Rennó, C.D. & Silva, T.S.F. (2011): Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. Remote Sensing of Environment, 115(12): 3446-3456.

Resende, A.F., Nelson, B.W., Flores, B.M. & Almeida, D.R.A. (2014): Fire damage in seasonally flooded and upland forests of the Central Amazon. Biotropica 46: 643-646.

Resende, A.F., Schöngart, J., Streher, A.S., Ferreira-Ferreira, J., Piedade, M.T.F. & Silva, T.S.F. (2019): Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. Science of the Total Environment 659: 587-598.

Resende, E.K, Graef E.W., Zaniboni-Filho, E., Paixão, A.M. & Storti, A.F. (1985): Avaliação do crescimento e da produção de jaraquis (*Semaprochilodus* spp.), em açudes de igarapé de terra firme nos arredores de Manaus, Amazonas. Acta Amazonica 15(1-2): 19-36.

Ribeiro, J.E., Hopkins, M., Vicentini, A., Sothers, C.A., Costa, M.A., Brito, J.M., Souza, M.A., Martins, L.H., Lohmann, L.G., Assunção, P.A., Pereira, E., Silva, C.F., Mesquita, M.R. & Procópio, L.C. (1999): Flora da Reserva Ducke, Guia de identificacão das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central. INPA/DFID, Manaus.

Ribeiro, M.C.L.B. & Petrere Jr., M. (1990): Fisheries ecology and management of the jaraqui (*Semaprochilodus taeniurus*, *S. insignis*) in Central Amazonia. Regulated Rivers: Research & Management 5: 195-205.

Ribeiro, M.N.G. & Adis, J. (1984): Local rainfall variability – a potential bias for bioecological studies in the central Amazon. Acta Amazonica 14: 159-174.

Ribeiro, W., Falcão, W.O. & Oliveira, W. (1999): Perfil econômico do setor pesqueiro do Estado do Amazonas. Manaus – Amazonas. Federação dos Pescadores dos Estados do Amazonas e Roraima (FEPESCA). Manuscrito: 40pp.

Richardson, V.A. & Peres, C.A. (2016): Temporal decay in timber species composition and value in Amazonian logging concessions. PLoS ONE 11(7): e0159035.

Richey, J.E., Meade, R.H., Salati, E., Devol, A.H., Nordin Jr., C.F. & Santos, U. (1986): Water discharge and suspended sediment concentrations in the Amazon River. Water Resources Research 22(5): 756-764.

Richey, J.E., Nobre, C.A. & Deser, C. (1989): Amazon River discharge and climate variability: 1903-1985. Science 246: 101-103.

Ricklefs, R.E. (1990): Ecology. New York: 896pp.

Rios-Villamizar, E.A. (2013): Química da água para a classificação dos rios e igarapes da Bacia Amazônica. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA)/ Universidade Estadual do Amazonas (UEA), Manaus.

Rizzini, C.T. (1997): Tratado de fitogeografia do Brasil: Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro: 747pp.

Rodrigues, M.S. (1994): Biomassa e produção fitoplanctônica do Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Amazonas). Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus.

Ronchail, J., Cochonneau, G., Molinier, M., Guyot, J.L., Chaves, A.G.M., Guimarães, V. & Oliveira, E. (2002): Interannual rainfall variability in the Amazon basin and sea-surface temperatures in the equatorial Pacific and tropical Atlantic Oceans. International Journal of Climatology 22: 1663-1686.

Ronchail, J., Labat, D., Callède, J., Cochonneau, G., Guyot, J.L., Filizola, N. & Oliveira, E. (2005): Discharge variability within the Amazon basin. In: Franks, J., Wagener, T., Bogh, E., Gupta, H.V., Bastidas, L., Nobre, C. & Galvão, C.O. (eds.): Regional hydrological impacts of climatic changes. Hydroclimatic variability. IAHS Publications 296: 21-30.

Roosevelt, A.C. (1989): Resource management in Amazonia before the conquest: Beyond ethnographic projection. Advances in Economic Botany 7: 30-62.

Roosevelt, A.C. (1993): The rise and fall of Amazon Chiefdoms. L´Homme, 38(2-4): 255-283.

Roosevelt, A.C. (1999): Twelve thousand years of human-environment interaction in Amazon floodplain. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (eds.): Várzea: Diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. Advances in Economic Botany, Vol. 13, New York Botanical Garden Press: 371-392.

Ropelewski, C.F. & Halpert, M.S. (1987): Global and regional scale precipitation patterns associated with the El Niño/Southern Oscillation. Monthly Weather Review 115: 1606-1626.

Ropelewski, C.F. & Halpert, M.S. (1989): Precipitation patterns associated with the high index phase of the Southern Oscillation. Journal of Climate 2: 268-284.

Rosa, S.A. (2008): Modelos de crescimento de quatro espécies madeireiras de floresta de várzea alta da Amazônia Central por meio de métodos dendrocronológicos. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus.

Rosa, S.A., Barbosa, A.C.M.C., Junk, W.J., da Cunha, C.N., Piedade, M.T.F., Scabin, A.B., Ceccantini, G.C.T. & Schöngart, J. (2017): Growth models based on tree-ring data for the Neotropical tree species *Calophyllum brasiliense* across different Brazilian wetlands: implications for conservation and management. Trees 31(2): 729-742.

Rozendaal, D.M.A., Soliz-Gamboa, C.C. & Zuidema, P.A. (2010): Timber yield projections for tropical tree species: The influence of fast juvenile growth on timber volume recovery. Forest Ecology and Management 259: 2292-2300.

Rozendaal, D.M.A. & Zuidema, P.A. (2011): Dendroecology in the tropics: A review. Trees–Structure and Function 25: 3-16.

Rubim, M.A.L. (1995): Ciclo de vida, biomassa e composição química de duas espécies de arroz silvestre da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus: 126pp.

Rubim, M.A.L. & Piedade, M.T.F. (1994): Campos de arroz da Amazônia. Imagens da Amazônia 6: 10-11.

Ruffino, M.L. (2005): Gestão do uso dos recursos pesqueiros na Amazônia. IBAMA, Brasília.

Ruffino, M.L. (1996): Towards participatory fishery management on the lower Amazon. EC Fisheries Cooperation Bulletin 9(1): 15-18.

Ruffino, M.L. & Isaac, V.J. (1999): Dinâmica populacional do surubim-tigre, *Pseudoplatystoma tigrinum* (Valenciennes, 1849) no Médio Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Acta Amazonica 29(3): 463-476.

Saint-Paul, U. & Bayley, P.B. (1979): A situação da pesca na Amazônia Central. Acta Amazonica 9: 109-114.

Saint-Paul, U. & Soares, M.G.M. (1987): Diurnal distribution and behavioral responses of fishes to extreme hypoxia in an Amazon floodplain lake. Environmental Biology of Fishes 20: 91-104.

Saint-Paul, U., Werder, U. & Teixeira, A.S. (1981): Use of water hyacinth in feeding trials with Matrincha (*Brycon* sp.). Journal of Aquatic Plant Management 19: 18-22.

Saint-Paul, U., Zuanon, J., Correa, M.V., Garcia, M., Fabré, N.N., Berger, U. & Junk, W.J. (2000): Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. Environmental Biology of Fishes 57(3): 235-250.

Salati, E. & Marques, J. (1984): Climatology of Amazon region. In: Sioli, H. (ed.): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht, Boston, Lancaster: 85-126.

Salati, E. & Vose, P.B. (1984): Amazon Basin: A system in equilibrium. Science 225 (4658): 129-138.

Salinger, M.J., Renwick, J.A. & Mullan, A.B. (2001): Interdecadal Pacific Oscillation and South Pacific climate. International Journal of Climatology 21: 1705-1721.

Salo, J., Kalliola, R., Häkkinen, L., Mäkinen, Y., Niemelä, P., Puhakka, M. & Coley, P.D. (1986): River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. Nature 322: 254-258.

Sánchez-Botero, J.I. & Araújo-Lima, C.A.R.M. (2001): As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea no rio Amazonas. Acta Amazonica 31(3): 437-447.

Santos, U.M. (1973): Beobachtungen über Wasserbewegungen, chemische Schichtung und Fischwanderungen in Várzea-Seen am mittleren Solimões (Amazonas). Oecologia 13: 239-246.

Santos, G.M. dos (1986/87): Composição do pescado e situação da pesca no Estado de Rondônia. Acta Amazonica 16/17(Supl.): 43-84.

Santos, R. (1980): História econômica da Amazônia (1800-1920). Estudos Brasileiros 3: 358pp.

Scabin, A., Costa, F. & Schöngart, J. (2012): The spatial distribution of illegal logging in the Anavilhanas Archipelago (Central Amazonia) and logging impacts on the primary timber species. Environmental Conservation 39(1): 111-121.

Scarano, F.R., Pereira, T.S. & Rocas, G. (2003): Seed germination during floatation and seedling growth of *Carapa guianensis*, a tree from flood-prone forests of the Amazon. Plant Ecology 168(2): 291-296.

Schachschabel, P., Blume, H.P., Hartke K.H. & Schwetmann, U. (eds.) (1982): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Schiesari, L., Zuanon, J.A., Azevedo-Ramos, C., Garcia, M., Gordo, M., Messias, M. & Vieira, E.M. (2003): Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the lower Solimões River, Central Amazon. Journal of Tropical Ecology 19: 333-336.

Schlegel, A. (1998): Einfluss des Bodenwassergehaltes, der Düngung mit Stickstoff und des Mulchens auf die stomatare Leitfähigkeit, das Pflanzenwachstum und die Produktion von Biomasse des C_4-Grases *Echinochloa polystachya* im Überschwemmungsgebiet des Amazonas. Staatsexamensarbeit, Universität Freiburg, Max-Planck-Institut für Limnologie, AG-Tropenkölogie, Plön, INPA, Manaus: 89pp.

Schlesinger, M.E. & Ramankutty, N. (1994): An oscillation in the global climate system of the period 65-70 years. Nature 367: 723-726.

Schlüter, U.-B., Furch, B. & Joly, C.A. (1993): Physiological and anatomical adaptations by young *Astrocaryum jauari* Mart. (Arecaceae) in periodically inundated biotopes of Central Amazonia. Biotropica 25: 384-396.

Schmidt, G.W. (1973): Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters. III. Primary production of phytoplankton a tropical floodplain lake of Central Amazonia, Lago do Castanho, Amazon, Brazil. Amazoniana 4: 379-404.

Schmidt, G.W. (1976): Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters. IV. On the primary productivity of phytoplankton in a bay of the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil). Amazoniana 5: 517-528.

Schmutzer, K. & Natterer, J. (1787–1843): A biographical sketch. In: Feest, C. (org.): Indigenous heritage. Johann Natterer, Brazil, and Austria. Archiv Weltmuseum Wien: 63–64, 2013–2014: 4-37.

Schoepf, D. (2005): George Huebner, 1862-1935: Um fotógrafo em Manaus. Editora Metalivros, São Paulo: 215pp.

Schöngart, J. (2003): Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswäldern der várzea Zentralamazoniens. Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen 149, Erich Goltze Verlag, Göttingen, Alemanha.

Schöngart, J. (2008): Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. Forest Ecology and Management 256: 46-58.

Schöngart, J. (2010): Growth-Oriented Logging (GOL): The use of species-specific growth information for forest management in Central Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 437-462.

Schöngart, J. & Junk, W.J. (2007): Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices. Journal of Hydrology 335: 124-132.

Schöngart, J. & Queiroz, H.L. (2010): Timber extraction in the Central Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 419-436.

Schöngart, J., Piedade, M.T.F., Ludwigshausen, S., Horna, V. & Worbes, M. (2002) Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. Journal of Tropical Ecology (18): 581-597.

Schöngart, J., Piedade, M.T.F & Worbes, M. (2003): Successional differentiation in structure, floristic composition and wood increment of whitewater floodplain forests in Central Amazonia. In: Lieberei, R., Bianchi, H.K., Boehm, V. & Reissdorf, C. (eds.): Neotropical ecosystems – Proceedings of the German-Brazilian Workshop Hamburg, 2000. GKSS Geesthacht, Germany: 589-606.

Schöngart, J., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Ayres, J.M., Hüttermann, A. & Worbes, M. (2004): Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-Southern Oscillation effect. Global Change Biology 10: 683-692.

Schöngart, J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Junk, W.J. & Worbes, M. (2005): Wood growth patterns of *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian blackwater and white-water floodplain forests. Oecologia 145: 654-661.

Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M.T.F., Krambeck, H.-J. & Junk, W.J. (2007): Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. Annals of Forest Science 64: 657-664.

Schöngart, J., Wittmann, F. & Worbes, M. (2010): Biomass and NPP of Central Amazonian floodplain forests. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 347-388.

Schöngart, J., Gribel, R., Fonseca, S.F. & Haugaasen, T. (2015): Age and growth patterns of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) in Amazonia, Brazil. Biotropica 47(5): 550-558.

Schöngart, J., Bräuning, A., Barbosa, A.C.M.C., Lisi, S.G. & Oliveira, J.M. (2017a): Dendroecological studies in the Neotropics: History, status and future challenges. In: Amoroso, M.M., Daniels, L.D., Baker, P.J. & Camarero, J.J. (eds.): Dendroecology. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), Vol. 231, Springer, Cham: 35-73.

Schöngart, J., Wittmann, F., Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (2017b): Vulnerability of Amazonian floodplains to wildfires differs according to their typologies impeding generalizations. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 114: 8550-8551.

Schroeder, F.G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie, Wiesbaden: 457pp.

Schulze, M.D., Grogan, J., Landis, R.M. & Vidal, E. (2008): How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 256: 1443-1457.

Schütz-Holzhausen, D. von (1895): Der Amazonas. Wanderbilder aus Peru, Bolivien und Nordbrasilien. Freiburg im Breisgau, Alemanha: Herdersche Verlagsbuchhandlung: 400pp.

Schwartz, M.W., Caro, T.M. & Banda-Sakala, T. (2002): Assessing the sustainability of har-

vest of *Pterocarpus angolensis* in Rukwa Region, Tanzania. Forest Ecology and Management 170: 259-269.

Scott, D.A. & Jones, T.A. (1995): Classification and inventory of wetlands: A global overview. Vegetatio 118: 3-16.

Sculthorpe, C.D. (1985): The biology of aquatic vascular plants. 2a. ed., Koeltz Scientific Books, Königstein, Germany: 610pp.

Sebbenn, A.M., Degen, B., Azevedo, V.C.R., Silva, M.B., Lacerda, A.B., Ciampi, A.Y., Kanashiro, M., Carneiro, F.S., Thompson, I. & Loveless, M.D. (2008): Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. Forest Ecology and Management 254: 335-349.

Semeniuk, C.A. & Semeniuk, V. (1995): A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. Vegetatio 118: 103-124.

Setaro, F.V. & Melack, J.M. (1984): Responses of phytoplankton to experimental nutrient enrichment in an Amazon floodplain lake. Limnology and Oceanography 29: 972-984.

SFB/IMAZON (2010): A atividade madeireira na Amazônia brasileira: Produção, receita e mercados. Serviço Florestal Brasileiro (SFB), Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Belém.

Sheikh, P.A., Merry, F.D. & McGrath, D.G. (2006): Water buffalo and cattle ranching in the Lower Amazon Basin: Comparisons and conflicts. Agricultural Systems 87: 313-330.

Shrimpton, R., Giugliano, R. & Rodrigues, N.M. (1979): Consumo de alimentos e alguns nutrientes em Manaus, 1973-1974. Acta Amazonica 9: 117-141.

Sills, E., Shanley, P., Paumgarten, F., de Beer, J. & Pierce, A. (2011): Evolving perspectives on non-timber forest products. In: Shackleton, S., Shackleton, E. & Shanley, P. (eds.): Non-timber forest products in the global context. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 23-51.

Silva, R.P., Santos, J., Tribuzy, E.S., Chambers, J.Q., Nakamura, S. & Higuchi, N. (2002): Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. Forest Ecology and Management 166: 295-301.

Silva, R.S. & Camargo, A.F.M. (2007): Effect of Urucu crude oil on the aquatic macrophyte *Pistia stratiotes*. Acta Limnologica Brasiliensia 19(2): 155-161.

Singer, R. & Aguiar, I.A. (1986): Litter decomposition and ectomycorrhizal Basidiomycetes in an igapó forest. Plant Systematics and Evolution 153: 107-117.

Sioli, H. (1950): Das Wasser im Amazonasgebiet. Forschungen und Fortschritte 26: 274-280.

Sioli, H. (1954a): Beiträge zur regionalen Limnologie des Amazonasgebietes. Archiv für Hydrobiologie 45: 267-283.

Sioli, H. (1954b): Betrachtungen über den Begriff „Fruchtbarkeit“ eines Gebietes anhand der Verhältnisse in Böden und Gewässern Amazoniens. Forschungen und Fortschritte 28: 65-72.

Sioli, H. (1965): Bemerkungen zur Typologie amazonischer Flüsse. Amazoniana 1(1): 74-83.

Sioli, H. (1969): Entwicklung und Aussichten der Landwirtschaft im brasilianischen Amazonasgebiet. Die Erde 100: 307-326.

Sioli, H. (1975): Tropical rivers as expressions of their terrestrial environments. In: Golley, F.B. & Medina, E. (eds.): Tropical ecological systems. Trends in terrestrial and aquatic research. Springer Verlag, New York, Berlin: 275-288.

Sioli, H. (ed.) (1984a): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht, Boston, Lancaster.

Sioli, H. (1984b): The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses and river types. In: Sioli, H. (ed.): The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. W. Junk Publisher, Dordrecht, Boston, Lancaster: 127-165.

Sist, P., Nolan, T., Bertault, J-G. & Dykstra, D. (1998): Harvesting intensity versus sustainability in Indonesia. Forest Ecology and Management 108: 251-260.

Sist, P., Picard, N. & Gourlet-Fleury, S. (2003): Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. Annals of Forest Science 60: 803-814.

Sist, P. & Ferreira, F.N. (2007): Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. Forest Ecology and Management 243: 199-209.

Smith, N.J.H. (1979): A pesca no Rio Amazonas. INPA, Manaus.

Smith, N.J.H. (1985): The impact of cultural and ecological change on Amazonian fisheries. Biological Conservation 32: 355-373.

Smith, N.J.H. (1996): Home gardens as a springboard for agroforestry development in Amazonia. International Tree Crops Journal 9: 11-30.

Smith, N.J.H. (1999): The Amazon river forest: A natural history of plants, animals, and people: Oxford University Press, New York, Oxford: 208pp.

Soares, M.G.M. (1993): Estratégias respiratórias em peixes do Lago Camaleão (Ilha da Marchantaria) – AM, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus: 146pp.

Soares, M.G.M. & Junk, W.J. (2000): Commercial fishery and fish culture of the State of Amazonas: Status and perspectives. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M. G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 433-461.

Soares, M.G.M., Almeida, R.G. & Junk, W.J. (1986): The trophic status of the fish fauna in Lago Camaleão, a macrophyte dominated floodplain lake in the middle Amazon. Amazoniana 9(4): 511-526.

Sociedade Civíl Mamirauá (1996): Mamirauá: Management plan (summarized version). SCM, CNPq/MCT, Brasília.

Sokpon, N. & Biaou, S.H. (2002): The use of diameter distributions in sustained-use management of remnant forests in Benin: Case of Bassila forest reserve in North Benin. Forest Ecology and Management 161: 13-25.

Sombroek, W. (2001): Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall. Ambio 30: 388-396.

Soruco, A.C., Vincent, C., Francou, B. & Gonzalez, J.F. (2009): Glacier decline between 1963 and 2006 in the Cordillera Real, Bolivia. Geophysical Research Letters 36: L03502.

Sousa Jr., P.T., Piedade, M.T.F. & Candotti, E. (2011): Brazils forest code puts wetlands at risk. Nature 478: 458.

Sousa, R.G.C. (2008): Distribuição espacial da pesca no lago grande de Manacapuru (Amazonas) – bases para subsidiar políticas de sustentabilidade para a pesca regional. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus: 94pp.

Spix, J.B. von & Martius, C.F.P. von (1966): Reise in Brasilien in den Jahren 1817-1820. Stuttgart, Alemanha: F.A. Brockhaus. Reedição da edição de 3 vol. publicados em 1823-1831: 887-1388.

Spix, J.B. von & Martius, C.F.P. von (1981): Viagem pelo Brasil 1817-1820. Editora Itatiaia, Editora da USP, Belo Horizonte, São Paulo: 326pp.

Spracklen, D.V. & Garcia-Carreras, L. (2016): The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. Geophysical Research Letters 42: 9546-9552.

Spruce, R. (1908): Notes of a Botanist on the Amazon and the Andes. Macmillan and Co. Ltd., Vol. 1, London: 518pp.

Stahle, D.W., Mushove, P.T., Cleaveland, M.K., Roig, F. & Haynes, G.A. (1999): Management implications of annual growth rings in *Pterocarpus angolensis* from Zimbabwe. Forest Ecology and Management 124: 217-229.

Sternberg, H.O'R. (1956): A água e o homem na várzea do Careiro. Faculdade Nacional de Filosofia, Universidade do Brasil, Rio de Janeiro: 229pp.

Sternberg, H.O'R. (1966): A água e o homem na várzea do Careiro. 1. ed., Museu Paraense Emilio Goeldi, Belém: 330pp.

Sternberg, H.O´R. (1980): Amazonien: Integration und Integrität. In: Benneke, D., Domitra, M. & Mols, M. (orgs.): Integration in Lateinamerika. München, Alemanha: Wilhelm Fink Verlag: 293-322.

Sternberg, H.O'R. (1987): Aggravation of floods in the Amazon River as a consequence of deforestation? Geografiska Annaler 69A: 201-219.

Sternberg, H.O'R. (1998): A água e o homem na várzea do Careiro. 2. ed., Museu Paraense Emilio Goeldi, Belém: 330pp.

Steward, J.H. (1948): Culture areas of the tropical forest. In: Steward, J.H. (org.): The tropical forest tribes. Washington: Smithsonian Institution. The Handbook of South American Indians. Vol. 3, Bureau of American Ethnology, Bulletin 143: 883-899.

Steward, J.H. (1949): South American Cultures: An Interpretive Summary. In: Steward, J.H. (org.): The Comparative Ethnology of South American Indians. Washington: Smithsonian Institution. The Handbook of South American Indians. Vol. 5, Bureau of American Ethnology, Bulletin 143: 669-772.

Stone-Jovicich, S., Amaral, P., Cronkleton, P., Fonseca, H. & Pires, A. (2007): Acompanhamento para manejo florestal comunitário na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. Centro para a Pesquisa Florestal Internacional (CIFOR), Bogor, Indonésia.

SUDEPE (1984): Anuário Estatístico de 1984. Controle de desembarque de pescado e exportação de peixes ornamentais vivos. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca, Manuscrito: 63pp.

SUDEPE (1986): Anuário Técnico Estatístico: Sistemas de controle de desembarque de pescado em 09 Municípios do Estado de Amazonas em 1985, Superintendência do Desenvolvimento da Pesca, Manuscrito: 69pp.

SUDEPE (1987): Anuário Técnico Estatístico: Sistemas de controle de desembarque de pescado em 09 Municípios do Estado de Amazonas em 1987. Superintendência do Desenvolvimento da Pesca, Manuscrito: 94pp.

Sutton, R.T. & Dong, B. (2012): Atlantic Ocean influence on a shift in European climate in the 1990s. Nature Geoscience 5: 788-792.

Swaine, M.D. & Whitmore, T.C. (1988): On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. Vegetatio 75: 81-86.

Sweet, D. (1992): Native resistance in the eighteenth-century Amazonia: The "Abominable Muras" in war and peace. Radical History Review 53: 49-80.

Taiz, L. & Zeiger, E. (2004): Fisiologia Vegetal. 3a. ed., Artmed, Porto Alegre: 719pp.

Tambs, L.A. (1974): Geopolitics of the Amazon. In: Wagley, C. (org.): Man in the Amazon. The University of Florida Press, Gainesville: 45-87.

Targhetta, N., Kesselmeier, J. & Wittmann, F. (2015): Effects of the hydroedaphic gradient on tree species composition and aboveground wood biomass of oligotrophic forest ecosystems in the central Amazon basin. Folia Geobotanica 50: 185-205.

Templeton, A.R., Robertson, R.J., Brisson, J. & Strasburg, J. (2001): Disrupting evolutionary processes: The effect of habitat fragmentation on collared lizards in the Missouri Ozarks. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98(10): 5426-5432.

Ter Steege, H., Sabatier, D., Castellanos, H., Van Andel, T., Duivenvoorden, J., Oliveira, A.A. de, Ek, R., Lilwah, R., Maas, P. & Mori, S. (2000): An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana shield. Journal of Tropical Ecology 16: 801-828.

Ter Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., Van der Hout, P., Daly, D.C., Silveira, M., Phillips, O.L., Vasquez, R., Van Andel, T., Duivenvoorden, J., De Oliveira, A.A. de, Ek, R., Lilwah, R., Thomas, R., Van Essen, J., Baider, C., Maas, P., Mori, S., Terborgh, J., Núñez, P.V., Mogollón, H. & Morawetz, W. (2003): A spatial model of tree α-diversity and tree density for the Amazon. Biodiversity and Conservation 12(11): 2255-2277.

Ter Steege, H., Pitman, N., Phillips, O.L., Chave, J., Sabatier, D., Duque, A., Molino, J. F., Prévost, M.F., Spichiger, R., Castellanos, H., Hildebrand, P. & Vásquez, R. (2006): Continental scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. Nature 443: 444-447.

Terborgh, J. & Petren, K. (1991): Development of habitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest. In: Bell, S.S. (ed.): Habitat structure. Chapman and Hall, London: 28-46.

Terborgh, J. & Andresen, E. (1998): The composition of Amazonian forests: Patterns at local and regional scales. Journal of Tropical Ecology 14: 645-664.

Terborgh, J., Flores, C.N., Mueller, P. & Davenport, L. (1997): Estimating the ages of successional stands of tropical trees from growth increments. Journal of Tropical Ecology 14: 833-856.

Thomaz, S.M. (2002): Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. Planta Daninha 20: 21-33.

Thomaz, S.M. & Bini, L.M. (2003): Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Universidade Estadual de Maringá, Maringá: 341pp.

Thomé-Souza, M.J.F., Raseira, M.B., Ruffino, M.L., Silva, C.O., Batista, V.S., Barthem, R.B. & Amaral, E.S.R. (2007): Estatística pesqueira do Amazonas e Pará – 2004. IBAMA/ProVárzea, Manaus: 76pp.

Timpe, K. & Kaplan, D. (2017): The changing hydrology of a dammed Amazon. Science Advances 3: e1700611.

Tocantins, L. (1974): The world of the Amazon region. In: Wagley, C. (org.): Man in the Amazon. The University of Florida Press, Gainesville: 21-32.

Tomasella, J., Borma, L.S., Marengo, J.A., Rodriguez, D.A., Cuartas, L.A., Nobre, C.A. & Prado, M.C.R. (2011): The droughts of 1996–1997 and 2004–2005 in Amazonia: Hydrological response in the river main-stem. Hydrological Processes 25(8): 1228-1242.

Tomasella, J., Pinho, P.F., Borma, L.S., Marengo, J.A., Nobre, C.A., Bittencourt, O.R.F.O., Prado, M.C.R., Rodriguez, D.A. & Cuartas, L.A. (2013): The droughts of 1997 and 2005 in Amazonia: Floodplain hydrology and its potential ecological and human impacts. Climatic Change 116: 723-746.

Trenberth, K.E. (2005): Uncertainty in hurricanes and global warming. Science 308: 1753-1754.

Trenberth, K.E. & Shea, D.J. (2006): Atlantic hurricanes and natural variability in 2005. Geophysical Research Letters 33: L12704.

Tribuzy-Neto, I.A. (2016): Exportação de peixes ornamentais do Estado do Amazonas: O cenário atual. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Pesca), Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus: 40pp.

Tundisi, J.G., Forsberg, B.R., Devol, A.H. & Hardy, E.R. (1983): Mixing patterns in Amazon lakes. Hydrobiologia 108(1): 3-15.

Uhl, C., Baretto, P., Veríssimo, A., Barros, A.C., Amaral, P., Vidal, E. & Souza Jr., C. (1998): Uma abordagem integrada de pesquisa sobre o manejo dos recursos florestais na Amazônia brasileira. In: Gascon, C. & Moutinho, P. (eds.): Floresta Amazônica: Dinâmica, regeneração e manejo. MCT/INPA, Manaus: 313-331.

Uvo, C.B. & Graham, N.E. (1998): Seasonal runoff forecast for northern South America. A statistical model. Water Resources Research 34(12): 3515-3524.

Uvo, C.B., Tölle, U. & Berndtsson, R. (2000): Forecasting discharge in Amazonia using artificial neural networks. International Journal of Climatology 20: 1495-1507.

Val, A.L. & Almeida-Val, V.M.F. (1999): Effects of crude oil on respiratory aspects of some fish species of the Amazon. In: Val, A.L. & Almeida-Val, V.M.F. (eds.): Biology of tropical fishes. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus: 277-291.

Val, A.L. & Almeida-Val, V.M.F. (2004): Crude oil, copper and fish of the Amazon. In: Sloman, K.A., Wood, C.M. & Mac Kinlay, D. (eds.): Behavior, physiology and toxicology interactions in fish. VI International Congress on the Biology of Fish: 1-6.

Val, A.L. & Honczaryk, A. (1995): Criando peixe na Amazônia. INPA, Manaus: 160pp.

Valencia, R., Balslev, H. & Paz y Mino, C.G. (1994): High tree alpha diversity in Amazonian Ecuador. Biodiversity and Conservation 3: 21-28.

Valle, D., Schulze, M., Vidal, E., Grogan, J. & Sales, M. (2006): Identifying bias in stand-level growth and yield estimations: A case study in eastern Brazilian Amazonia. Forest Ecology and Management 236: 127-135.

Valle, D., Phillips, P., Vidal, E., Schulze, M., Grogan, J., Sales, M. & van Gardingen, P. (2007): Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. Forest Ecology and Management 243: 187-198.

Valles, C.M.A. (2013): Impacto da dinâmica da demanda dos frutos de açaí nas relações socioeconômicos e composição florística no estuário amazônico. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará (UFPA), Belém.

Van Gardingen, P.R., Valle, D. & Thompson, I. (2006): Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. Forest Ecology and Management 231: 184-195.

Vanclay, J.K. (1994): Modelling forest growth and yield: Applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, UK.

Vargas, G. (2011): Getúlio Vargas. Câmara dos Deputados, Edições Câmara, Série Perfis Parlamentares n. 62, Brasília: 793pp.

Varoli, E. (1969): A situação atual da pesca na Amazônia. Equipesca Jornal 6: 25.

Veríssimo, A., Barreto, B.P., Mattos, M., Tarifa, R. & Uhl, C. (1992): Logging impacts and prospects for sustainable management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas. Forest Ecology and Management 55: 169-199.

Veríssimo, A., Barreto, B.P., Tarifa, R. & Uhl. C. (1995): Extraction of a high-value natural resource in Amazonia: The case of mahogany. Forest Ecology and Management 72: 39-60.

Veríssimo, J. (1895): A pesca na Amazônia. Livraria Clássica de Alvez. and Co.

Viana, J.P., Castello, L., Damasceno, J.M.B, Amaral, E., Estupinän, G., Arantes, C., Batista, G., Garcez, D. & Barbosa, S. (2007): Manejo comunitário do pirarucu (*Arapaima gigas*) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. In: MMA: Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira. Ministério do Meio Ambiente, IBAMA, Brasília: 239-261.

Vianna, A.L.M., Koury, C.G., Arruda, A.N., Ferreira. D., Barros, H. & Nogueira, O. (2013): Diagnóstico florestal do Estado do Amazonas 2010 e 2011. Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas – IDESAM, Manaus, Brasil.

Vicentini, A. (2004): A vegetação ao longo de um gradiente edáfico no Parque Nacional do Jaú. In: Borges, S.H., Iwanaga, S., Durigan, C.C. & Pinheiro, M.R. (eds.): Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: Uma

estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia. Fundação Vitória Amazônica/ WWF/IBAMA Manaus: 117-143.

Victório, S.S., Camargo, A.F.M. & Henry-Silva, G.G. (2006): Influência de diferentes concentrações de petróleo sobre macrófita aquática submersa enraizada *Egeria densa*. Livro de Resumos da Reunião Anual de Avaliação PRH-ANP: 117-120.

Vidal, E., Johns, J., Gerwing, J.J., Barreto, P. &, Uhl, C. (1997): Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. Forest Ecology and Management 98: 105-114.

Vidal, E., Viana, V.M. & Batista, J.L.F. (2002): Crescimento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia oriental. Scientia Forestalis 61: 133-143.

Vieira, E.F. (2003): Dinâmica sazonal e interanual da estrutura populacional e do impacto da exploração pesqueira do jaraqui escama fina (*Semaprochilodus taeniurus*) e jaraqui escama grossa (*S. insignis*) em sistemas hidrográficos da Amazônia Central. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus: 246pp.

Vieira, M.F. (1989): Bionomia e biologia de *Paulinia acuminata* (De Geer) (Orthoptera: Pauliniidae) em um lago de várzea da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/ Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus: 89pp.

Vieira, M.F. & Adis, J. (1992): Abundance and biomass of *Paulinia acuminata* (De Geer, 1773) (Orthoptera: Pauliniidae) in a várzea lake of Central Amazonia. Amazoniana, 12(2): 337-352.

Vieira, R. dos S. (2000): Legislation and the use of Amazonian floodplains. In: Junk, W.J., Ohly, J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M (eds.): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers b.V., Leiden: 505-533.

Villar, J.C.E., Guyot, R.J., Ronchail, J., Cochonneau, N.F., Fraizy, F., Labat, D., Oliveira, E., Ordoñez, J.J. & Vauchel, P. (2009): Contrasting regional discharge evolutions in the Amazon Basin (1974-2004). Journal of Hydrology 375: 279-311.

Vora, A.B. & Rao, V. (1988): Water hyacinth as a scavenger of heavy metals from polluted waters of the river Sabarmati Ahmedabad. Advances in Plant Science 1: 1-6.

Vuille, M., Bradley, R.S., Werner, M. & Keimig, F. (2003): 20th century climate change in the tropical Andes: Observations and model results. Climatic Change 59(1-2): 75-99.

Wagley, C. (1952): The folk culture of the Brazilian Amazon. In: Proceedings of the XXIX Congress of Americanists. University of Chicago Press, Chicago: 224-230.

Wagley, C. (1974): Introduction. In: Wagley, C. (org.): Man in the Amazon. The University of Florida Press, Gainesville: 3-20.

Waldhoff, P. (2014): Resultados da avaliação do manejo florestal comunitário sobre os meios de vida de seus protagonistas: Destaque para conservação ambiental em detrimento a produção e autonomia. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, Brasil.

Waldhoff, D., & Furch, B. (2002): Leaf morphology and anatomy in eleven tree species from Central Amazonian floodplains (Brazil). Amazoniana 17(1/2), 79-94.

Waldhoff, D. & Parolin, P. (2010): Morphology and anatomy of leaves. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 179-202.

Wallace, A.R. (1979): Viagens pelos rios Amazonas e Negro. Editora Itatiaia, Editora da USP, Belo Horizonte, São Paulo: 317pp.

Wallace, A.R. (1853): A narrative of travels on the Amazon and the Rio Negro, with an account of the native tribes, and observations on the climate, geology, and natural history of the Amazon Valley. Reeve and Co., London: 289pp.

Wang, X. & Liu, H. (2016): PDO modulation of ENSO effect on tropical cyclone rapid intensification in the western North Pacific. Climate Dynamics 46(1-2): 15-28.

Wang, X-Y., Li, X., Zhu, J. & Tanajura, C.A.S. (2018): The strengthening of Amazonian precipitation during the wet season driven by tropical sea surface temperature forcing. Environmental Research Letters 13: 094015.

Wang, C.H., Liem, T.H. & Mikkelsen, D.S. (1976a): Sulfur deficiency – a limiting factor in rice production in the lower Amazon basin. I. Development of sulfur deficiency as a limiting factor for rice production. Bulletin, IRI Research Institute 47: 46pp.

Wang, C.H., Liem, T.H. & Mikkelsen, D.S. (1976b): Sulfur deficiency – a limiting factor in rice production in the lower Amazon basin. II. Sulfur requirement for rice production. Bulletin, IRI Research Institute 48: 38pp.

Wantzen, K.M. (2003): Cerrado streams – characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. Amazoniana 17(3/4): 481-502.

Weber, G.E. (1997): Modelling nutrient fluxes in floodplain lakes. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 109-117.

Weischet, W. (1996): Regionale Klimatologie, Teil 1. Die Neue Welt: Amerika, Neuseeland, Australien, Stuttgart: 468pp.

Weiss, B. (2015): Frugivoria e ictiocoria em uma área de várzea na Amazônia Central brasileira. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus: 82pp.

Weiss, B., Zuanon, J.A.S. & Piedade, M.T.F. (2016): Viability of seeds consumed by fishes in a lowland forest in the Brazilian Central Amazon. Tropical Conservation Science 9(4): 1-10.

Werder, U. & Saint-Paul, U. (1978): Feeding trials which herbivorous and omnivorous Amazonian fishes. Aquaculture 15: 175-177.

Westlake, D.F., Kvet, J. & Szczepanski, A. (eds.) (1988): Ecology of wetlands. IBP-Wetlands Synthesis Volume. Cambidge University Press, London.

Whetton, P. & Rutherfurd, I. (1994): Historical ENSO teleconnection in the eastern hemisphere. Climatic Change 28: 221-253.

Whitmore, T.C. (1993): Tropische Regenwälder: Eine Einführung. Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg, Berlin, New York.

Wilhelmy, H. (1969): Tropische Transhumance. Heidelberger Geogr. Arbeiten 15: 198-207.

Williams, E., Antonia, A.D., Antonia, V.D., Almeida, J.D., Suarez, F., Liebmann, B. & Malhado, A.C.M. (2005): The drought of the century in the Amazon basin: An analysis of the regional variation of rainfall in South America in 1926. Acta Amazonica 35: 231-238.

Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.S., Albert, J.S., Baran, E., Petrere Jr., M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeinghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Torrente Vilara, G., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., van Soesbergen, A. & Sáenz, L. (2016): Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. Science 351: 128-129.

Winklerprins, A. & McGrath, D. (2000): Smallholder agriculture along the Lower Amazon Floodplain, Brazil. PLEC News and Views 16: 34-42.

Wittmann, F. (2001): Artenverbreitung und Bestandesstruktur in amazonischen Várzea -Wäldern und Möglichkeiten der Erfassung von Waldtypen mittels fernerkundlichen Methoden. Doktorarbeit, Universität Mannheim, Germany.

Wittmann, F. (2012): Tree species composition and diversity in Brazilian freshwater floodplains. In: Pagano, M. (ed.): Mycorrhiza: Occurrence and role in aquatic and riparian environments. Nova Science, New York: 223-263.

Wittmann, F. & Parolin, P. (1999): Phenology of six tree species from Central Amazonian várzea. Ecotropica, 5:51-57.

Wittmann, F. & Junk, W.J. (2003): Sapling communities in Amazonian white-water forests. Journal of Biogeography 30: 1533-1544.

Wittmann, F. & Parolin, P. (2005): Aboveground roots in Amazonian white-water forests. Biotropica 37: 609-619.

Wittmann, F. & Oliveira Wittmann, A. (2010): Use of Amazonian floodplain trees. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 389-418.

Wittmann, F. & Junk, W.J. (2016): The Amazon River basin. In: Finlayson, C.M., Milton, G.R., Prentice, R.C. & Davidson, N.C. (eds.): The Wetland book II: Distribution, description and conservation. Springer Verlag, Heidelberg, Berlin, New York: 1-20.

Wittmann, F., Anhuf, D. & Junk, W.J. (2002): Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. Journal of Tropical Ecology 18: 805-820.

Wittmann, F., Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (2004): The várzea forests in Amazonia: Flooding and the highly dynamic geomorphology in-

teract with natural forest succession. Forest Ecology and Management 196: 199-212.

Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J.C., Motzer, M., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Queiroz, H.L. & Worbes, M. (2006a): Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. Journal of Biogeography 33: 1334-1347.

Wittmann, F., Schöngart, J., Parolin, P., Worbes, M., Piedade, M.T.F. & Junk, W.J. (2006b): Wood specific gravity of trees in Amazonian white-water forests in relation to flooding. IAWA Journal 27(3): 255-266.

Wittmann, F., Schöngart, J., Queiroz, H.L., Oliveira Wittmann, A., Conserva, A.S., Piedade, M.T.F., Kesselmeier, J. & Junk, W.J. (2009): The Amazon floodplain Demonstration Site: Sustainable timber production and management of Central Amazonian white-water floodplains. Ecohydrology & Hydrobiology 9: 41-54.

Wittmann, F., Schöngart, J., De Brito, J.M., Oliveira Wittmann, A., Piedade, M.T.F., Junk, W.J. & Guillaumet, J.-L. (2010): Manual of trees from Central Amazonian várzea floodplains. Taxonomy, ecology and use – Manual de árvores de várzea da Amazonia Central. Taxonomia, ecologia e uso. Editora INPA, Manaus: 298pp.

Wittmann, F., Schöngart, J. & Junk, W.J. (2010): Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 61-102.

Wittmann, F., Householder, E., Piedade, M.T.F., Assis, R.L., Schöngart., J., Parolin, P. & Junk, W.J. (2013): Habitat specifity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white -water floodplain trees. Ecography 36: 690-707.

Worbes, M. (1985): Structural and other adaptations to longterm flooding by trees in Central Amazonia. Amazoniana 9: 459-484.

Worbes, M. (1986): Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. Erich Goltze, Göttingen. Scripta Geobotanica 17: 1-112.

Worbes, M. (1989): Growth rings, increment and age of tree in inundation forest, savannas and a mountain forest in the Neotropics. IAWA Bulletin 10(2): 109-122.

Worbes, M. (1995): How to measure growth dynamics in tropical trees – A review. IAWA Journal 16: 337-351.

Worbes, M. (1996): Rhythmisches Wachstum und anatomisch-morphologische Anpassungen an Lebensstrategien von Bäumen in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 82: 155-172.

Worbes, M. (1997): The forest ecosystem of the floodplains. In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. Ecological Studies, Vol. 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 223-265.

Worbes, M. (1999): Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela. Journal of Ecology 87: 391-403.

Worbes, M. (2002): One hundred years of tree ring research in the tropics – a brief history and an outlook to future challenges. Dendrochronologia 20(1-2): 217-231.

Worbes, M. & Junk, W.J. (1989): Dating tropical trees by means of ^{14}C from bomb tests. Ecology 70(2): 503-507.

Worbes, M. & Junk, W.J. (1999): How old are tropical trees? The persistence of a myth. IAWA Journal 20(3): 255-260.

Worbes, M. & Fichtler, E. (2010): Wood anatomy and tree-ring structure and their importance for tropical dendrochronology. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies, Vol. 210, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 329-346.

Worbes, M. & Schöngart, J. (2019): Measures for sustainable forest management in the tropics – A tree-ring based case study on tree growth and forest dynamics in a Central Amazonian lowland moist forest. PLoS ONE 14(8): e0219770.

Worbes, M., Klinge, H., Revilla, J.D. & Martius, C. (1992): On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. Journal of Vegetation Science 3: 553-564.

Worbes, M., Piedade, M.T.F. & Schöngart, J. (2001): Holzwirtschaft im Mamirauá-Projekt zur nachhaltigen Entwicklung einer Region im Überschwemmungsbereich des Amazonas. Forstarchiv 72: 188-200.

Worbes, M., Staschel, R., Roloff, A. & Junk, W.J. (2003): Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. Forest Ecology and Management 173: 105-123.

Wyatt-Smith, J. (1963): Manual of Malayan silviculture for inland forests, parts I-III. Malayan Forest Records no. 23, Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur, Malásia.

Wyatt-Smith, J. (1995): Manual of Malayan silviculture for inland forests, 2nd Edition. Malayan Forest Record No. 2. Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur, Malásia.

Yoon, J.H. & Zeng, N. (2010): An Atlantic influence on Amazon rainfall. Climate Dynamics 34: 249-264.

Zarin, D.J., Schulze, M.D., Vidal, E. & Lentini, M. (2007): Beyond reaping the first harvest: Management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. Conservation Biology 21: 916-925.

Zeng, N. (1999): Seasonal cycle and interannual variability in the Amazon hydrologic cycle. Journal of Geophysical Research 104(D8): 9097-9106.

Zimmerman, B.L. & Kormos, C.F. (2012): Prospects for sustainable logging in tropical forests. Bioscience 62: 479-487.

Zimmermann, J. (1958): Studien zur Anthropogeographie Amazoniens: Der Wirtschaftsraum Santarém. Bonner Geographische Abhandlungen 21: 1-104.

Zuidema, P.A., Brienen R.J.W. & Schöngart, J. (2012): Tropical forest warming: Looking backwards for more insights. Trends in Ecology & Evolution 27: 193-194.

A Bacia Amazônica pode ser subdividida em duas grandes unidades de paisagem: as terras-firmes e as áreas úmidas. No segundo, se enquadram grandes áreas que alternam entre períodos secos e inundados: as várzeas e os igapós. As várzeas são consideradas ricas em nutrientes e de alto potencial produtivo. Por isso, elas já foram densamente colonizadas pela população indígena na época pré-colombiana. Os europeus começaram a exploração dos recursos naturais da várzea de forma destrutiva, e até os dias de hoje muitas técnicas de uso não correspondem às exigências de um manejo moderno e adaptado às condições peculiares desses ecossistemas. Este livro apresenta em 14 capítulos e uma robusta coleção de referências bibliográficas um resumo do conhecimento sobre a ocupação da várzea desde a época pré-colombiana. Além disso ele trata da ecologia, do clima, da hidrologia, da qualidade dos solos e da água, da vegetação herbácea e lenhosa, e o aproveitamento pela agropecuária, pela exploração madeireira, e pela pesca. São analisados os prós e os contras das diferentes atividades, avaliando os impactos para o meio ambiente e propondo modelos de aproveitamento mais harmônicos dos recursos naturais, tanto em nível técnico, quanto em nível politico-administrativo e social. Este livro se direciona aos acadêmicos (professores e estudantes), políticos, planejadores, administradores, e ao público leigo interessado.

ISBN : 978-65-5633-005-1

9 786556 330051

MAX PLANCK GESELLSCHAFT

Convênio INPA/Max-Planck 50 anos BRASIL – ALEMANHA

INPA INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA UNIDADE DE PESQUISA DO MCTI

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES

PÁTRIA AMADA BRASIL GOVERNO FEDERAL