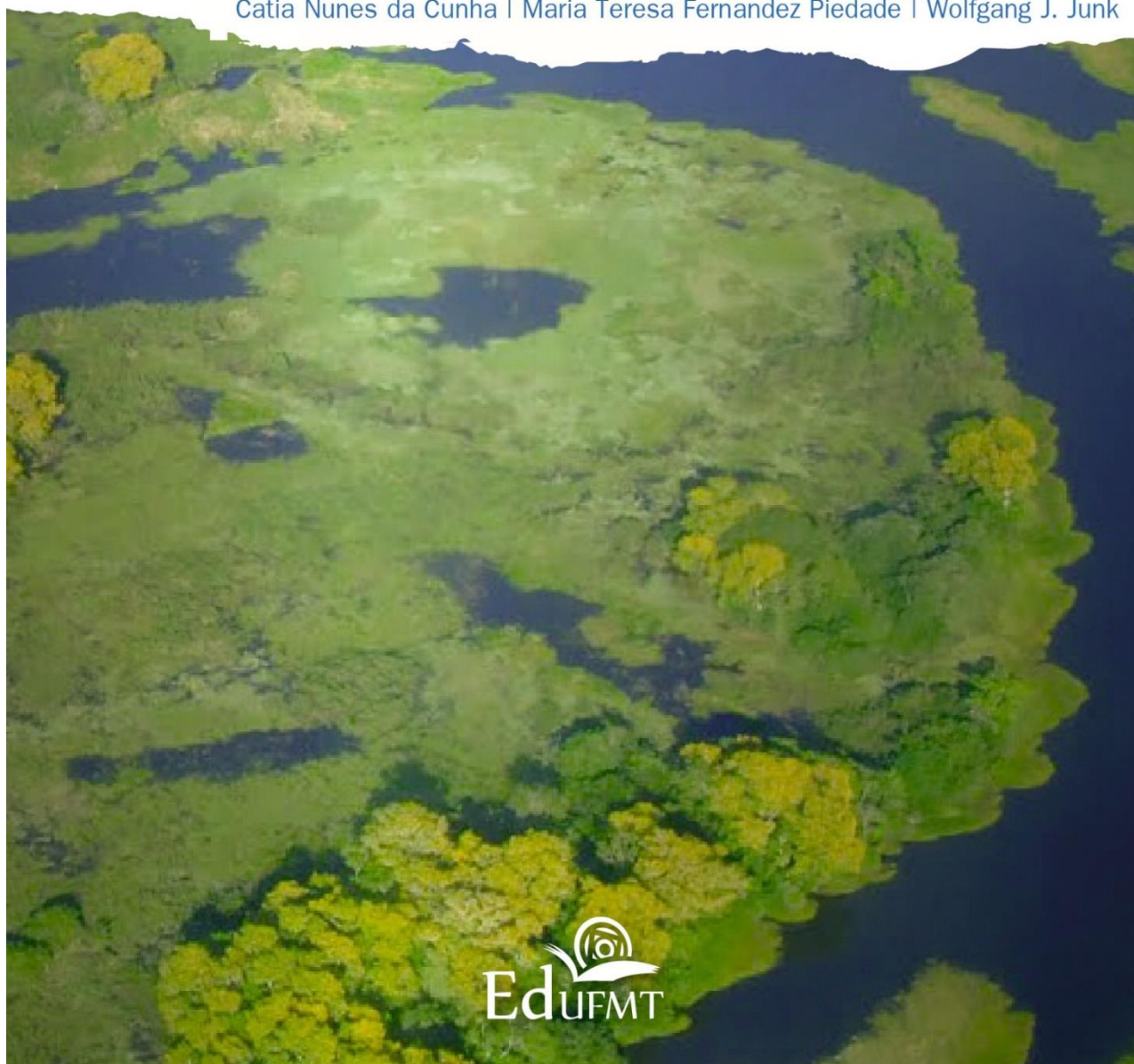
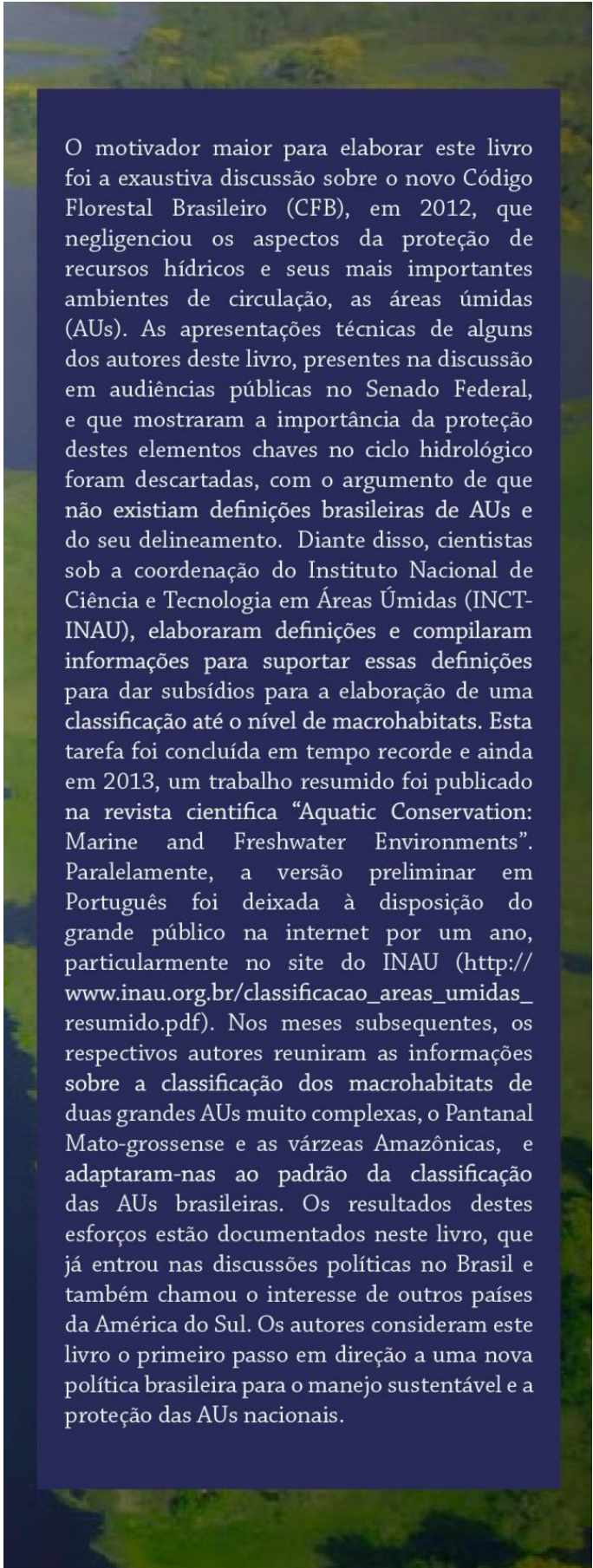




Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats

Catia Nunes da Cunha | Maria Teresa Fernandez Piedade | Wolfgang J. Junk



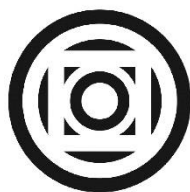


O motivador maior para elaborar este livro foi a exaustiva discussão sobre o novo Código Florestal Brasileiro (CFB), em 2012, que negligenciou os aspectos da proteção de recursos hídricos e seus mais importantes ambientes de circulação, as áreas úmidas (AUs). As apresentações técnicas de alguns dos autores deste livro, presentes na discussão em audiências públicas no Senado Federal, e que mostraram a importância da proteção destes elementos-chaves no ciclo hidrológico foram descartadas, com o argumento de que não existiam definições brasileiras de AUs e do seu delineamento. Diante disso, cientistas sob a coordenação do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), elaboraram definições e compilaram informações para suportar essas definições para dar subsídios para a elaboração de uma classificação até o nível de macrohabitats. Esta tarefa foi concluída em tempo recorde e ainda em 2013, um trabalho resumido foi publicado na revista científica "Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments". Paralelamente, a versão preliminar em Português foi deixada à disposição do grande público na internet por um ano, particularmente no site do INAU (http://www.inau.org.br/classificacao_areas_umidas_resumido.pdf). Nos meses subsequentes, os respectivos autores reuniram as informações sobre a classificação dos macrohabitats de duas grandes AUs muito complexas, o Pantanal Mato-grossense e as várzeas Amazônicas, e adaptaram-nas ao padrão da classificação das AUs brasileiras. Os resultados destes esforços estão documentados neste livro, que já entrou nas discussões políticas no Brasil e também chamou o interesse de outros países da América do Sul. Os autores consideram este livro o primeiro passo em direção a uma nova política brasileira para o manejo sustentável e a proteção das AUs nacionais.

Classificação e Delineamento das

Áreas Úmidas Brasileiras

e de seus Macrohabitats



UFMT

Ministério da Educação
Universidade Federal de Mato Grosso

Reitora

Maria Lúcia Cavalli Neder

Vice-Reitor

João Carlos de Souza Maia

Coordenadora da EdUFMT

Lúcia Helena Vandrúsculo Possari



Conselho Editorial

Presidente

Lúcia Helena Vandrúsculo Possari (IL)

Membros

Ademar de Lima Carvalho (UFMT Rondonópolis)

Antônio Dinis Ferreira (ESAC – IPC – Portugal)

Ana Carrilho Romero (FEF)

Andréa Ferraz Fernandez (IL)

Eduardo Beraldo de Moraes (FAET)

Giuvano Ebling Brondani (ICET)

Janaina Januário da Silva (FAMEVZ)

Lucyomar França Neto (Discente - FD)

Maria Cristina Theobaldo (ICHS)

María Eugenia Borsani (CEAPEDI – Argentina)

Maria Santíssima de Lima (Técnica – SECOMM)

Maria Thereza de Oliveira Azevedo (IL)

Marina Atanaka dos Santos (ISC)

Marliton Rocha Barreto (UFMT - Sinop)

Maurício Godoy (IF)

Michèle Sato (IE)

Roberto Apolonio (FAET)

Solange Maria Bonaldo (UFMT – Sinop)

Yuji Gushiken (IL)

Catia Nunes da Cunha | Maria Teresa Fernandez Piedade | Wolfgang J. Junk

Classificação e Delineamento das
Áreas Úmidas Brasileiras
e de seus Macrohabitats



Cuiabá- MT
2015

Copyright © Catia Nunes da Cunha, Maria Teresa Fernandez Piedade & Wolfgang J. Junk, 2015.

A reprodução não-autorizada desta publicação, por qualquer meio, seja total ou parcial, constitui violação da Lei nº 9.610/98.

A EdUFMT segue o Acordo Ortográfico da Língua Portuguesa em vigor no Brasil desde 2009.

A aceitação das alterações textuais e de normalização bibliográfica sugeridas pelo revisor é uma decisão do autor/organizador.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C972 unha, Catia Nunes da

Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats [recurso eletrônico] / Catia Nunes da Cunha, Maria Teresa Fernandes Piedade, Wolfgang J. Junk. – Cuiabá: EdUFMT, 2015.

165 p. : il. (algumas color.)

Recurso eletrônico (E-book): modo de acesso : www.editora.ufmt.br

Inclui bibliografia
ISBN 978-85-327-0557-0

1. Ecossistemas de Áreas Úmidas – Brasil – Classificação. 2. Áreas Úmidas – Brasil – Mapeamento. 3. Áreas Úmidas – Brasil – Proteção e conservação. I. Piedade, Maria Teresa Fernandes. II. Junk, Wolfgang J. III. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas úmidas-INAU. IV. Título.

CDU – 502.3(213.5+252.6)

Supervisão Técnica: Janaina Januário da Silva

Revisão Textual e Normalização: Irene Baleroni Cajal, Erica C. Arruda e Marlene Rodrigues da Silva

Diagramação: Juliana Gomes Monteiro Mirhan Neves (Geminis Publicidades)



Editora da Universidade Federal de Mato Grosso

Av. Fernando Correa da Costa, 2.367.

Boa Esperança. CEP: 78060-900. Cuiabá-MT.

Contato:

edufmt@hotmail.com

www.editora.ufmt.br

Fone: (65) 3615-8322 / 3615-8325

Esta obra foi produzida com recurso do Governo Federal



AGRADECIMENTOS

INCT- INAU
CNPq
INCT
MCTI
CAPES
FAPEMAT
UFMT
CPP

SUMÁRIO

CLASSIFICAÇÃO E DELINEAMENTO DAS ÁREAS ÚMIDAS BRASILEIRAS E DE SEUS MACROHABITATS

Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável	13
Resumo	13
Introdução	14
1 Considerações Gerais Sobre as AUs Brasileiras	16
1.1 A posição das AUs no contexto dos ecossistemas aquáticos e terrestres.....	16
1.2 Denominações populares das AUs brasileiras.....	18
1.3 Origem e cobertura vegetal das AUs	21
1.4 Serviços das AUs para o meio ambiente e para a sociedade	27
1.5 Principais ameaças para as AUs	29
2. Arcabouço Legal e Arranjo Institucional das AUs Brasileiras.....	30
2.1. A competência jurídica sobre o meio ambiente e as AUs brasileiras.....	30
3. Definição e Delineamento das AUs Brasileiras	34
3.1 Definições na literatura internacional.....	34
3.2 Aspectos jurídicos envolvendo o delineamento das AUs brasileiras	37
3.2.2 O Código Florestal Brasileiro e as grandes AUs.....	40
3.3 Mapeamentos das AUs	42
4. Análise dos Sistemas de Classificação Existentes.....	45
4.1 Sistemas de classificação de outros países	45
4.2 Classificação das AUs brasileiras.....	47
5. Apresentação do Novo Sistema de Classificação dos Principais Tipos de AUs Brasileiras e sua Justificativa	48
5.1 Os principais tipos de AUs brasileiras.....	48
5.2 Caracterização das AUs com base nas condições hidrológicas, nos fatores físicos e químicos de água e dos solos, e nos parâmetros florísticos.....	51
5.2.1 AUs costeiras (Sistema 1)	51
5.2.1.1 AUs costeiras sujeitas a pulsos de inundação previsíveis de curta duração das marés (Subsistema 1.1).....	52
5.2.1.2 AUs costeiras com nível da água relativamente estável (Subsistema 1.2).....	53
5.2.1.3. AU separadas do mar com nível de água variável (Subsistema 1.3).....	54
5.2.2 AUs interiores (Sistema 2)	55
5.2.2.1 AUs interiores com um nível da água relativamente estável (Subsistema 2.1).....	55

5.2.2.2 AUs interiores sujeitas a níveis de água flutuantes (Subsistema 2.2)	59
5.2.2.2.1 AUs interiores sujeitas a um pulso monomodal, previsível e de longa duração (Ordem 2.2.1).....	60
5.2.2.2.2 AUs sujeitas a pulsos polimodais imprevisíveis (ordem 2.2.2).....	63
5.2.2.2.3 AUs sujeitas a pulsos plurianuais de curta duração (ordem 2.2.3).....	64
5.2.3 AUs antropogênicas (sistema 3)	64
6. Conclusões e Recomendações para a Elaboração de Novas Diretrizes para a Proteção e o Manejo Sustentável das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras	65
Referências Bibliográficas.....	68
 Parte II: A Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense	83
Resumo	83
Introdução	84
1 Caracterização geral do Pantanal Mato-grossense	85
2 Sistemas brasileiros de classificação de habitats do Cerrado e do Pantanal	88
3 Parâmetros utilizados para a nova classificação de habitats do Pantanal Mato-grossense ...	91
4 A nova classificação dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense e a sua posição na classificação das AU brasileiras	93
5 Descrição geral das principais subclasses e macrohabitats	94
5.1 Áreas permanentemente aquáticas.....	97
5.2. Áreas periodicamente aquáticas (ATTZ)	99
5.3. Áreas periodicamente terrestres (ATTZ).....	101
5.4 Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)	106
5.5 Áreas permanentemente terrestres.....	107
5.6 Áreas antropogênicas.....	109
6 Manejo sustentável e proteção do Pantanal Mato-grossense.....	111
7 Discussão e Conclusões.....	117
Referências Bibliográficas.....	120
 Parte III: A Classificação dos Macrohabitats das Várzeas Amazônicas	131
Resumo	131
Introdução	132
1 Embasamento da classificação dos macrohabitats das várzeas no sistema de classificação das AUs brasileiras	133
2 Classificação das principais subclasses e macrohabitats naturais das planícies alagáveis de rios Amazônicos de água branca (várzeas).....	134
2.1 Gênese e caracterização ecológica das várzeas	134
2.2 Parâmetros utilizados para a nova classificação de habitats das várzeas	138

2.3 A nova classificação dos macrohabitats da várzea.....	140
2.4 Descrição Geral das Principais Subclasses e Macrohabitats	141
2.4.1 Áreas permanentemente aquáticas.....	142
2.4.1.1 Canais de rios	142
2.4.1.2 Lagos	143
2.4.2 Áreas periodicamente aquáticas (ATTZ)	145
2.4.2.1 Pequenos canais.....	145
2.4.2.2 Áreas de água parada.....	145
2.4.3 Áreas periodicamente terrestres (ATTZ).....	145
2.4.3.1 Áreas sem ou com pouca vegetação	145
2.4.3.2 Áreas cobertas por plantas herbáceas	146
2.4.3.3 Áreas cobertas com arbustos e árvores.....	147
2.4.4 Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)	154
2.4.5 Áreas permanentemente terrestres.....	155
2.4.6 Áreas antropogênicas.....	156
2.5 Discussão	156
Referências Bibliográficas.....	158

Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats

Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável

Junk, W.J.¹, Piedade, M.T.F.², Lourival, R.³, Wittmann, F.⁴, Kandus, P.⁵, Lacerda, L.D.⁶,
Bozelli, R.L.⁷, Esteves, F.A.⁸, Nunes da Cunha, C.⁹, Maltchik, L.¹⁰, Schöngart, J.¹¹, Schaeffer-
Novelli, Y.¹², Agostinho, A.A.¹³, Nóbrega, R.L.B.¹⁴, e Camargo, E.¹⁵

Resumo

Cerca de 20% do território brasileiro é coberto de áreas úmidas (AUs), que se apresentam em tamanhos e formas muito diversas e estão espalhadas pelo país inteiro. Os estudos existentes se concentram em AUs específicas e abordam aspectos científicos particulares, tais como cobertura vegetal e diversidade de espécies de diferentes grupos de plantas e animais e /ou aspectos de manejo, frequentemente não sustentáveis. Em 1993, o Brasil assinou a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, a Convenção de RAMSAR, que regula a proteção de AUs de importância global, mas também exige passos a serem tomados pelos países signatários para estabelecer uma política coerente de manejo de suas AUs, conforme conhecimento científico mais moderno existente (*wise use*). Este trabalho mostra que o Brasil ainda está longe de obter um levantamento pormenorizado das suas AUs, pré-requisito para uma política nacional coerente para o manejo sustentável e a proteção dessas áreas. O levantamento das AUs enfrenta dois problemas fundamentais: (1) a falta de uma definição das AUs e do seu delineamento que correspondam às condições ecológicas específicas do País; (2) uma classificação nacional das AUs que leve em consideração as condições hidrológicas e as respectivas comunidades de plantas. Nos últimos anos, foram realizados estudos em nível regional para melhorar o conhecimento sobre a ecologia das AUs, os seus benefícios para a sociedade, bem como sobre as maiores ameaças à sua integridade. Esses estudos mostram a importância do papel das AUs no ciclo hidrológico, nos ciclos biogeoquímicos e na manutenção da biodiversidade, e que esses ambientes fornecem benefícios múltiplos para a população local. No presente artigo, nós sintetizamos o conhecimento existente sobre a distribuição, hidrologia e cobertura vegetal das

AUs brasileiras e mostramos as maiores lacunas no nosso conhecimento. Propomos ainda uma definição nacional para as AUs e para o seu delineamento e, além disso, oferecemos uma classificação das AUs brasileiras. Este conjunto de informações pode servir como base científica para uma discussão ampla entre cientistas, políticos, tomadores de decisão e o público de forma a elaborar uma política nacional das AUs, visando regular a sua proteção e o seu manejo sustentável. Esta discussão é de interesse específico, devido à perda dramática de AUs nas últimas décadas decorrente dos numerosos projetos de construção civil, dos grandes projetos agroindustriais e dos projetos de produção de energia hidroelétrica.

Palavras chaves: serviços ambientais, sustentabilidade, Brasil, políticas públicas.

Introdução

Mundialmente, as AUs pertencem aos ecossistemas mais afetados e ameaçados de destruição pelo homem. Por isso, vários tratados internacionais exigem o estabelecimento de inventários e medidas para a sua proteção (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005, DARWALL et al. 2008, SCBD 2010). Em 1993, o Brasil assinou a Convenção de RAMSAR (promulgada pelo Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996), que pressupõe uma política nacional para a gestão inteligente (*wise management*) e proteção das AUs e sua biodiversidade. Embora o país tenha priorizado a demarcação de sítios Ramsar, foi lento na realização dos inventários necessários para a classificação das áreas úmidas brasileiras com bases científicas (DIEGUES 1994, 2002). Não existem levantamentos exatos de AUs para todas as regiões brasileiras, entre outros, por falta de critérios para sua definição e delimitação. Entretanto, estima-se que cerca de 20% do total do território do país pode ser considerado AUs (JUNK et al. 2011).

Só recentemente algumas instituições científicas concentraram esforços para desenvolver bases ecológicas a fim de delinear e classificar algumas das grandes AUs brasileiras e seus principais habitats, tais como o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU) na Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT, o grupo de trabalho “Ecologia, monitoramento e uso sustentável de Áreas Úmidas – MAUA, no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, AM, o Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos (UNISINOS) em São Leopoldo, RS, o Centro para Pesquisas em Limnologia, Ictiologia, e Aquicultura na Universidade Estadual de

Maringá (NUPELIA), Maringá, PR, o Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Socioambiental de Macaé (NUPEM/UFRJ), Macaé, RJ, o Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará (LABOMAR-UFC), Fortaleza, CE, o Instituto Oceanográfico da USP, São Paulo, SP, o Instituto Oceanográfico da Universidade Federal do Rio Grande (IO-FURG), Rio Grande, RS, e o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), em Belém, PA. Como resultado desses estudos, já existem várias classificações para os mangues (KJERFVE e LACERDA, 1993), para as AUs permanentes do cerrado (veredas) (RIBEIRO e WALTER 1998, ARAUJO 2002), para as AUs de partes da região semiárida (MALTCHIK et al 2003, 2004), para a área alagável do alto Rio Paraná (THOMAZ et al. 2004), para o Pantanal (NUNES DA CUNHA e JUNK 2011a), para as AUs da bacia amazônica (JUNK et al. 2011) e para os habitats das várzeas amazônicas (JUNK et al. 2012).

Os esforços de definição e classificação das AUs como base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável são de suma importância, porque, apesar do interesse político sobre este assunto ainda ser pequeno, ele está no cerne das discussões acerca do pagamento por serviços ambientais e na revisão do Código Florestal Brasileiro (CFB). No Brasil, as AUs ainda são consideradas áreas sem qualquer valor econômico, ecológico e/ou social. Isso faz com que parcelas da população acreditem que essas áreas deveriam ser transformadas para uso da agropecuária ou ocupadas com grandes obras civis, públicas ou privadas. Este posicionamento ficou bem claro no debate sobre o novo CFB, que ignorou completamente a importância ecológica e socioeconômica das AUs (SOUZA JR. et al. 2011, PIEDADE et al. 2012, JUNK et al. 2012, Resolution on Sustainable Use and Protection of Brazilian Wetlands of the 9th INTECOL Meeting 2012 in Columbus – Ohio, USA). Além disso, a discussão evidenciou lacunas assustadoras de conhecimento sobre a importância das AUs pelos tomadores de decisão, assim como a falta de mecanismos legais para sua adequada proteção.

As AUs do Brasil não são vistas como potenciais recursos hídricos disponíveis nas bacias hidrográficas. O manejo dos recursos hídricos concentra seus esforços no uso de rios, lagos e recursos hídricos subterrâneos, para fins domésticos, industriais, irrigação, navegação, produção de energia e para tratamento de esgotos. Todavia, não se levam em consideração os diversos serviços das AUs, por exemplo, no efeito tampão hidrológico, que diminui os picos de enchentes e secas, fornecendo água para riachos de cabeceira e águas subterrâneas por infiltração. Nesta concepção política, as AUs não são definidas e o seu manejo e sua proteção são regulados por diversos organismos [p. ex., Secretaria de Patrimônio da União (SPU),

Marinha do Brasil, INCRA] sem uma base legal adequada e própria, uniforme e moderna que possa garantir um manejo sustentável com base nas informações científicas disponíveis. Outros organismos que atuam com recursos hídricos no Brasil, como é o caso da Agência Nacional de Águas (ANA), por não incluírem as AUs conceitualmente em seu escopo de abrangência, não têm obrigações legais e tampouco normatizações a seu respeito. Em outras palavras, cerca de 20% do território nacional constituído por AUs não tem cobertura adequada pela legislação ambiental brasileira.

Este trabalho tem como objetivos principais (1) resumir o conhecimento sobre as AUs brasileiras; (2) elaborar uma proposta de definição geral desses ambientes; (3) estabelecer parâmetros para sua delimitação que sejam compatíveis com a realidade brasileira; (4) elaborar uma classificação dos principais tipos AUs do território nacional; (5) estimular uma discussão pública sobre este assunto para se chegar à formulação de uma política nacional moderna, inclusiva e específica para o manejo sustentável e a proteção das AUs nacionais.

1. Considerações Gerais Sobre as AUs Brasileiras

1.1 A posição das AUs no contexto dos ecossistemas aquáticos e terrestres

Os ecossistemas da terra podem ser diferenciados em ecossistemas terrestres e aquáticos (Fig. 1). Desde o começo das ciências exatas, os cientistas estudaram esses ecossistemas e elaboraram conceitos científicos para a descrição de suas estruturas e do seu funcionamento. Porém, na interfase entre os dois grupos, existem ecossistemas de transição que são denominados AUs. Este grupo pode ser dividido em dois subgrupos: as AUs com nível de água relativamente estável e as AUs com nível de água flutuante (sistemas de pulso de inundação). Enquanto as AUs com nível de água relativamente estável foram bem estudadas nas áreas temperadas porque elas têm papel ecológico e econômico importante, as AUs de pulso de inundação foram deixadas de lado, porque (1), nas regiões temperadas, elas foram consideradas de baixo valor econômico e rapidamente transformadas em ecossistemas permanentemente terrestres ou permanentemente aquáticos, e (2) porque elas se encontram na interface entre dois sistemas científicos: por um lado a ecologia terrestre, com seus conceitos e métodos, e por outro, a limnologia e as ciências do mar, cada uma com seus conceitos e métodos específicos.

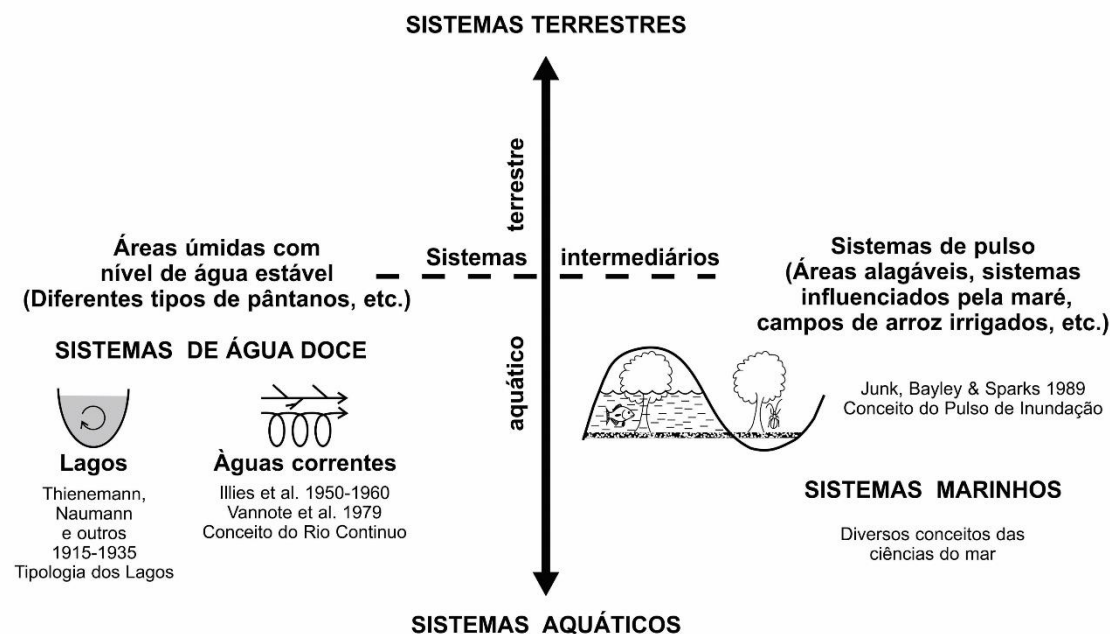


Figura 1. Classificação dos ecossistemas mundiais e os principais conceitos ligados aos ecossistemas aquáticos e de transição aquático/terrestre.

AUs ocorrem no mundo inteiro, porém AUs de nível de água relativamente estável (turfeiras oligotróficas e pântanos eutróficos) são mais frequentes em áreas temperadas, por causa da menor sazonalidade da precipitação e a menor variabilidade das taxas de evaporação e transpiração a ela relacionadas.

As AUs de pulso, que ocuparam grandes áreas também nas regiões temperadas, foram transformadas pelo homem em áreas de uso agrícola e de construção civil antes do estabelecimento do conhecimento das ciências ecológicas. As consequências negativas desse desenvolvimento do ponto de vista ecológico, econômico e social apenas mais tarde se fizeram notar. Hoje, os Estados Unidos (EUA) e os estados europeus pagam muito caro pela destruição das suas AUs de pulso e fazem esforços caríssimos para recuperá-las, pelo menos em parte, visando diminuir os impactos negativos causados pela sua destruição. Esse é o caso, por exemplo, dos EUA, que aplicam bilhões de US\$ para recuperar os maiores danos da destruição das AUs ao longo do Rio Mississippi e dos Everglades. Também a Holanda, campeã mundial da construção de diques e *polders*, recupera, a altos custos, antigas AUs ao longo do Rio Reno e ao longo da costa marítima, para diminuir os riscos de inundações e os gastos econômicos e sociais decorrentes dessas catástrofes ambientais.

Nos trópicos e subtrópicos, a maior parte das AUs pertence ao grupo das AUs de pulso de inundação. Este grupo inclui mais de 90% das AUs presentes no território brasileiro. Mas, somente em 1989, um conceito científico sobre as AUs de pulso de inundação foi publicado.

Esse trabalho baseou-se em estudos nas várzeas amazônicas (JUNK 1980) e foi mais tarde ampliado para AUs de pulso em nível global (JUNK et al 1989). Nos anos consecutivos, trabalhos adicionais completaram esse conceito (JUNK e WANTZEN 2004, JUNK 2005), que agora faz parte do conhecimento ecológico global.

Porém, sempre existe uma grande defasagem entre o conhecimento acadêmico e a sua aplicação na prática. Enquanto políticos na Europa e nos EUA começam a aprender a duras penas econômicas as lições referentes às falhas dos seus planos da ocupação do espaço, incluindo a destruição das suas AUs, outros países continuam a destruí-las. O Brasil, por exemplo, vivencia, anualmente, inundações catastróficas nos estados do Sul, Sudeste e Centro Oeste. Essas catástrofes vêm causando perdas ecológicas e sociais, provocam dezenas de mortes, milhares de desalojados e, como consequência, promovem custos econômicos astronômicos anuais. Apesar disso, o país continua destruindo suas AUs e, infelizmente, não vem tomando medidas políticas e de desenvolvimento fundamentais para a solução desses problemas.

Enquanto em outros países fatores geográficos, infraestruturais e/ou demográficos limitam a flexibilidade de atuação política, o Brasil encontra-se ainda na situação oportuna de ter uma relação muito cômoda entre espaço disponível e densidade populacional. Isso permite a escolha entre diferentes opções de desenvolvimento que podem ser mais danosas ao meio ambiente e pouco sustentáveis a médio e longo prazo, ou menos danosas e sustentáveis a longo prazo. Fortes grupos de interesse econômico, tais como os setores agroindústrias, energéticos e de mineração fazem pressão para que o governo tome decisões dos seus interesses econômicos imediatos, afetando de uma maneira dramática as AUs do país, sem levar em consideração o panorama político a longo prazo. Uma das finalidades deste artigo é de fornecer dados e propor fundamentos científicos para mudar essa situação e permitir a elaboração de políticas públicas ecologicamente, economicamente e socialmente sustentáveis a longo prazo.

1.2 Denominações populares das AUs brasileiras

O Brasil é um país de grande extensão territorial, constituída de uma enorme variedade de tipos de AUs e de biodiversidade; e a diversidade de termos populares para definir as AUs reflete grandemente a variedade climática e vegetal do país. Alguns desses termos têm base científica, já outros, porém, são vagos, conforme indicado na tabela 1, na qual é apresentada uma aproximação científica para esses termos populares.

Um levantamento mostrou um total de 111 terminologias de AUs nas legislações federais, estaduais e municipais, sendo que o maior número de termos relacionados às AUs foi observado nas constituições estaduais (75), seguidas das legislações ambientais estaduais (63) e federais (34) (MALTCHIK, não publicado). Certamente, essa lista ainda pode ser ampliada pela inclusão de outros termos regionais.

Tabela 1. Nomes populares em ordem alfabética para os diferentes tipos de AUs brasileiras e sua caracterização.

Nome popular	Região	Caracterização
Baixadas litorâneas (Restinga)	Área costeira	Corpos de água rasa e pântanos entre dunas no litoral, de afloramento do lençol freático, com macrófitas aquáticas e palustres, até florestadas.
Banhado	Sul do Brasil	Denominação geral de áreas úmidas no Rio Grande do Sul.
Branquilha Brejo	Paraná	Floresta de várzea Nome popular pouco específico para áreas encharcadas.
Buritizal	Brasil	Áreas encharcadas cobertas com buritis (<i>Mauritia flexuosa</i>).
Campina, Campinarana	Amazônia central	Áreas arenosas com solos periodicamente encharcados, cobertos por uma vegetação savânica hidromórfica.
Carnaubal	Área costeira	Áreas encharcadas de água doce, dominadas pela palmeira Carnaúba (<i>Copernicia prunifera</i>) e herbáceas palustres.
Caxetal	Sudeste/Sul	Mata turfosa/paludosa com a dominância da caxeta (<i>Tabebuia cassinoides</i> Lam).
Chavascal	Amazônia	Área permanentemente encharcada, coberta com floresta altamente resistente contra inundação.
Estuários	Brasil	Áreas úmidas costeiras caracterizadas como as áreas finais de rios ou lagos com forte influência das marés e água salina.
Igapó	Amazônia central	Área alagável ao longo dos rios de água preta e clara, pobres em nutrientes.

Tab. 1 (Cont.)

Nome popular	Região	Caracterização
Lagoa	Brasil	Nome usado de forma não precisa para corpos de água permanentes ou temporários por todo o território nacional, independentemente de tamanho, localização e salinidade.
Lagunas costeiras	Áreas costeiras	Corpos de água ao longo da costa, geralmente de salinidade e vegetação variáveis, incluindo desde manguezais até macrófitas aquáticas de água doce, tais como taboais (<i>Typha angustifolia</i>).
Lavrados	Roraima	Áreas savânicas com lagos, brejos e veredas dominados por <i>Mauritia flexuosa</i> .
Manguezal	Área costeira	Ecossistema costeiro, que ocupa depósitos sedimentares lamosos, argilosos ou arenosos até o limite superior das preamares equinociais. Pode apresentar estrutura caracterizada por um continuum de feições conhecidos por: lavado, bosque de mangue (cobertura arbórea), e apicum ou salgado.
Mata ciliar	Brasil	Mata alagável ao redor de corpos de água
Mata ripária, mata galeria	Brasil	Mata periodicamente alagada ao longo de rios.
Mata turfosa/paludosa	Sudeste/Sul	Caracteriza-se por uma florística e estrutura muito particulares, diferenciando-se das demais formações florestais por suas espécies capazes de germinar e crescer em condições de saturação hídrica do solo, também conhecidas como matas de baixada, matas brejosas, matas higrófilas, matinha palustre ou matinha pantanosa.
Nascente/Olho d'água	Brasil	Nascentes de rios. Áreas de descarga de água proveniente de águas subterrâneas ou de bolsões de água sub-superficial (aluvionárias).

Tab. 1 (Cont.)

Nome popular	Região	Caracterização
Pântano	Brasil	Nome popular pouco específico para áreas encharcadas.
Restinga	Área costeira	Áreas arenosas com corpos de água rasa e pântanos entre dunas no litoral, de afloramento do lençol freático, com macrófitas aquáticas e palustres, até florestadas.
Turfeiras	Sul do Brasil	Pequenas áreas úmidas localizadas em áreas de altitude ou na planície costeira com grande concentração de matéria orgânica em decomposição e pH baixo (águas ácidas). Presença de <i>Sphagnum</i> spp..
Vargem	Brasil	Qualquer tipo de área periodicamente alagada.
Varjão	Mato Grosso, Tocantins, Goiás	Várzea muito grande em áreas savânicas.
Várzea	Amazônia central	Área alagável ao longo dos rios de água branca de origem Andina, ricos em nutrientes.
Várzea	Outras regiões brasileiras	Qualquer tipo de área periodicamente alagável.
Vereda	Região do Cerrado	Área permanentemente úmida, coberta por vegetação gramíneo-herbácea.

1.3 Origem e cobertura vegetal das AUs

A maioria das AUs encontra-se no interior do Brasil (AUs interiores), e uma menor, porém importante parcela, localiza-se à beira mar (AUs costeiras). A heterogeneidade das AUs brasileiras é decorrente de enormes variações nas precipitações anuais, tanto em latitude, longitude, como em altitude, criando um mosaico de diferentes tipos. Na Floresta Amazônica e na Mata Atlântica, a pluviosidade varia entre 2000 e 3000 mm a⁻¹, nos Cerrados adjacentes varia entre 1000 e 2000 mm a⁻¹, enquanto na Caatinga não chega a 800 mm a⁻¹, e no Cerrado há regiões com somente 300 mm a⁻¹. Os principais rios brasileiros (e.g. Solimões/Amazonas, Paraná/Paraguai, Tocantins/Araguaia e São Francisco) têm uma descarga média de 239.290 m³/s (<http://portalamazonia.globo.com> e <http://www2.ana.gov.br>), correspondendo a cerca de 26% do total da água doce transportada pelos rios dos continentes até os oceanos. Dentre as

grandes bacias hidrográficas brasileiras, as bacias dos rios Araguaia/Tocantins e São Francisco têm 100% de sua drenagem em território brasileiro. A Bacia Amazônica tem 68% de sua área no Brasil, e somente 16,4% do complexo Platino (Paraná/Paraguai/Uruguai) estão localizados em território nacional.

Nessas grandes bacias, encontra-se a maioria das AUs brasileiras. No centro-oeste, sudeste e no sul do Brasil, as AUs tornam-se naturalmente menores por causa da menor precipitação e/ou da ocupação humana. Entretanto, maiores remanescentes ainda podem ser encontrados principalmente nas zonas costeiras e de baixa altitude. No extremo sul do Brasil (RS), as áreas úmidas ocupavam aproximadamente 10, 7% (30.332 km²) do estado do Rio Grande do Sul (MALTCHIK et al. 2002). No semiárido brasileiro, região que ocupa aproximadamente 1.000.000 km², as principais áreas úmidas são os rios e pequenos lagos que têm como principal característica a intermitência. Apesar de sua intermitência, esses sistemas permanecem com água doce.

A precipitação não é distribuída de forma homogênea durante o ano inteiro, mas mostra diferentes padrões entre a época seca e chuvosa. Esses padrões são mais evidentes em latitudes maiores com a distância crescente do Equador e resultam em uma transgressão da vegetação da Floresta Tropical Sempre Úmida Amazônica e da Mata Atlântica (floresta ombrófila densa) para o Cerrado e outros tipos de vegetação savânica (Chaco, Floresta Seca, etc.). Essa transgressão da vegetação terrestre manifesta-se nas grandes AUs interiores. As AUs que ocorrem no bioma amazônico e na Mata Atlântica são cobertas com diferentes tipos florestais alagáveis muito ricas em espécies, altamente adaptadas a inundações prolongadas e de grande profundidade. Por outro lado, as AUs do Cerrado compreendem um mosaico de vegetações hidrófilas, savanas alagáveis e manchas de florestas alagáveis e secas, todas adaptadas a secas severas e ao impacto do fogo.

Apesar de uma alta frequência e ampla distribuição, as AUs brasileiras permanentemente úmidas compreendem uma área total relativamente pequena, porque suas áreas individuais são pequenas. Pertencem a este grupo as veredas e os buritizais, algumas formações ao longo da costa brasileira, como pequenas lagoas de salinidade variável, banhados, brejos e matas paludosas nas restingas ou áreas contíguas a estas. Esse fato diferencia o Brasil dos países de clima frio e temperado, que mostram uma alta percentagem de AUs permanentemente úmidas com nível de água estável ou com solos permanentemente encharcados, tais como diferentes tipos de turfeiras (*peat-bogs*, *fens*, *mires*). Por isso necessitamos de uma classificação adaptada às características nacionais, com base nas

peculiaridades regionais. A sazonalidade hídrica em todo o território brasileiro, com exceção do extremo sul do país, resulta de uma época chuvosa e outra seca, bem definidas no ciclo anual (Fig. 2).



Figura 2. Curvas de precipitação no território brasileiro (SALATI e MARQUES 1984, modificado por SCHÖNGART).

Em consequência disso, a descarga da maioria dos córregos, riachos e rios brasileiros varia muito. Os grandes rios representam o somatório da precipitação de suas extensas bacias hidrográficas e mostram uma sazonalidade anual explícita e previsível de cheia e seca, correspondendo à época chuvosa e seca (Fig.3). A amplitude é maior no Norte do país e diminui em direção ao Sul, onde a precipitação é menor; e a descarga de riachos e pequenos rios está relacionada às chuvas locais (Fig. 4). Assim os pulsos de inundação são imprevisíveis e de curta duração, apesar do fato de que pode ser observado um aumento da descarga basal durante a época chuvosa e uma diminuição durante a seca que, nas áreas semiáridas, pode levar à completa dessecação desses corpos de água. Os pulsos de inundação resultam no alagamento de grandes áreas ao longo dos sistemas de drenagem, criando, na extensão dos seus cursos, áreas de vegetação ripária, cobertas tanto com vegetação florestal como herbáceo/arbustiva.

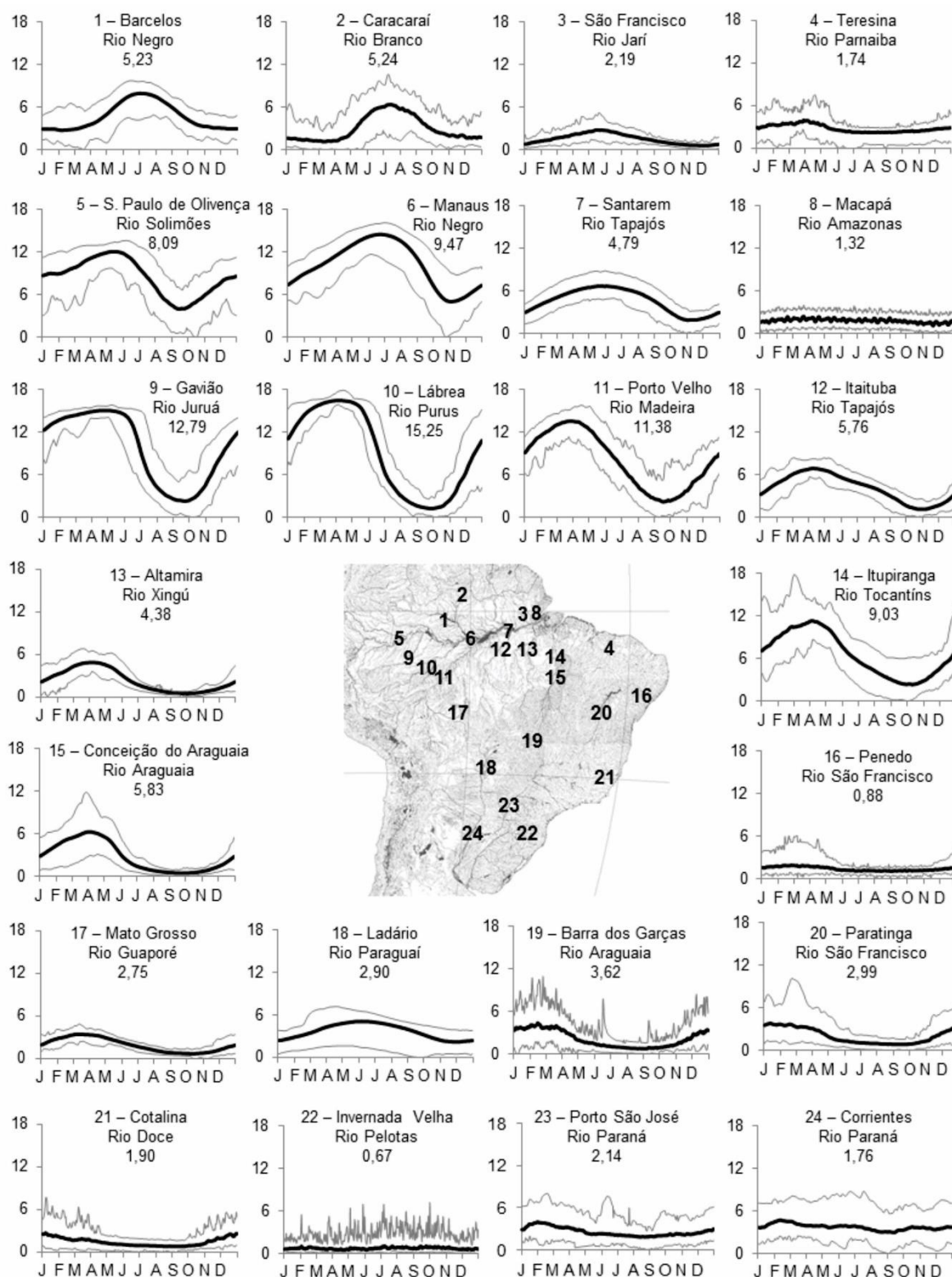


Figura 3. Hidrogramas dos grandes rios brasileiros. A posição geográfica das estações é indicada pelos números no mapa. As curvas representam o período de 1970-2010. Os números em baixo dos nomes dos rios indicam o valor médio da amplitude do pulso de inundação. A curva preta representa o ciclo anual do valor médio do pulso e as curvas superior e inferior indicam os valores médios máximos e mínimos, respectivamente. Para facilitar a comparação, o valor mínimo de todas as curvas foi definido como ponto zero da escala.

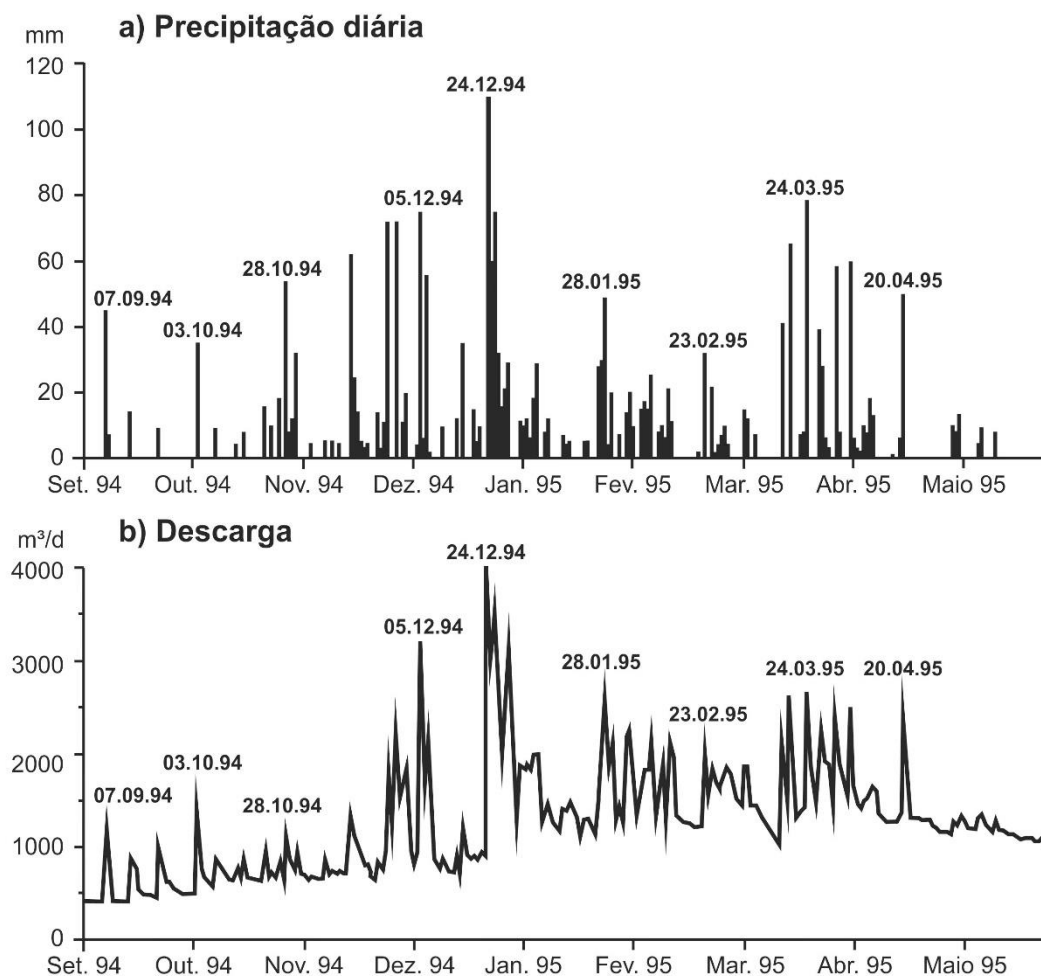


Figura 4. Curva de precipitação diária (a) e hidrograma (b) do córrego de cerrado Tenente Amaral, na Chapada dos Guimarães, próximo a Cuiabá, na Bacia do Rio Paraguai. Este hidrograma irregular é característico para todos os igarapés e rios de baixa ordem fluvial, e corresponde à curva de precipitação diária da região (Wantzen 2003).

Ao longo da grande maioria dos grandes rios, extensas planícies alagáveis se desenvolvem, sendo compostas por um complexo mosaico de lagoas, meandros abandonados, canais, baixadas, elevações e diques marginais, fruto da força hidráulica, da resistência aos processos erosivos e da sedimentação dos rios durante as enchentes anuais (Fig. 5). Exceções a este padrão, são os rios encaixados em vales estreitos, tais como os rios São Francisco, Tocantins e Uruguai, que são acompanhados por estreitas áreas alagáveis. Na região Amazônica, os rios que fluem em falhas tectônicas têm AUs relativamente pequenas, como verificado no Rio Madeira, à jusante de Porto Velho, e em alguns dos seus tributários.

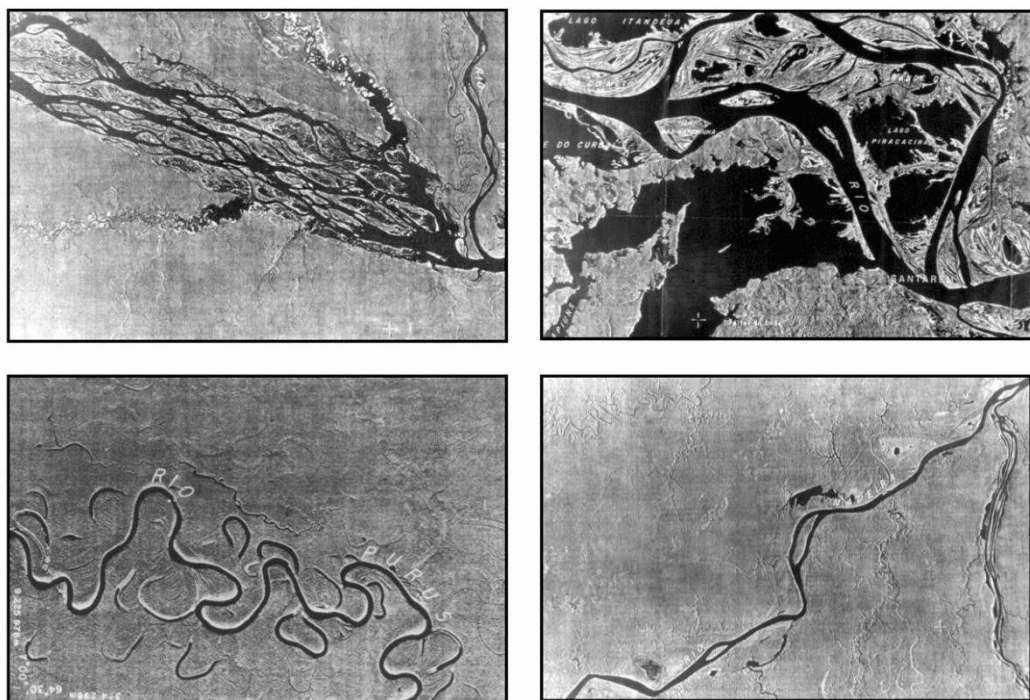


Figura 5. Da esquerda para direita: Áreas alagáveis do Rio Negro acima do Rio Branco, do Amazonas na embocadura do Rio Tapajós, do Rio Purus, e do Rio Madeira com estruturas hidromorfológicas características (RADAM BRASIL).

Nas grandes planícies interfluviais brasileiras, como verificado na Bacia Amazônica, nas chapadas do Cerrado e no Chaco, a precipitação durante a época chuvosa ultrapassa a capacidade de drenagem dos sistemas fluviais e resulta na inundação periódica rasa de grandes áreas adjacentes. Nas bacias hidrográficas do extremo sul do Brasil, inundações periódicas também ocorrem. Somente no final da época chuvosa, essas áreas liberam lentamente a água para os rios e riachos conectados, atuando, dessa forma, como sistema de tampão hidrológico para a descarga. Em algumas áreas, existe uma transição de gradiente entre as áreas alagadas pelos próprios rios e as áreas alagadas pelas chuvas, como ocorre no Pantanal mato-grossense, nas áreas alagáveis do Rio Araguaia (Ilha do Bananal) e do Rio Guaporé em Roraima, ao longo do Rio Branco e nas florestas do médio Rio Negro e seus tributários, incluindo as Campinas e Campinaranas associadas. Também todas AUs costeiras, sujeitas ao impacto da maré, mostram flutuações de nível da água, como é o caso dos manguezais, de algumas lagoas costeiras (LACERDA 2001, LACERDA et al. 1993), de algumas AUs de restinga influenciadas pelo afloramento do lençol freático e das AUs nas embocaduras dos rios.

A estrutura e o funcionamento das AUs com níveis de água oscilantes são descritos pelo Conceito de Pulso de Inundação (JUNK et al. 1989), o qual define, analisa e explica o intercâmbio lateral de água, nutrientes e organismos entre rios ou lagos e as respectivas áreas alagáveis conectadas, definindo processos e padrões de assinatura hidrológica na mudança das condições ecológicas entre a fase terrestre e a aquática. Também estão incluídas nesse conceito as áreas periodicamente alagadas pelas chuvas e pela subida periódica do lençol freático. A sequência de inundação e seca (o pulso de inundação) é a força dominante dos processos ecológicos em AUs de alagamento periódico. As áreas periodicamente alagadas e secas, chamadas de áreas de transição aquático/terrestre [*Aquatic Terrestrial Transition, Zone, ATTZ*, (JUNK et al. 1989)], constituem a maior parte das AUs brasileiras. Em AUs extensas, como as várzeas e igapós amazônicos ou do Pantanal Mato-grossense, as ATTZs são compostas por muitos habitats diferentes e incluem, além das áreas periodicamente secas e alagadas, também habitats permanentemente aquáticos, como lagoas e canais, e terrestres, tais como paleo-várzeas, paleo-dunas e *inselberges*, que são de importância fundamental para a manutenção da biodiversidade e da produtividade do sistema.

O pulso de inundação pode ser classificado como monomodal ou polimodal, previsível ou imprevisível e com amplitude alta ou baixa (Tab. 2). A alternância entre as fases secas e úmidas representa um estresse significativo para os organismos que vivem nas AUs. Os pulsos previsíveis favorecem o desenvolvimento de adaptações de organismos e endemismos. Desse modo, organismos aquáticos são beneficiados durante a fase aquática, e os organismos terrestres, durante a fase terrestre. Os pulsos imprevisíveis têm efeitos negativos para muitas espécies de animais, pois eliminam partes das populações. Embora invertebrados terrestres e aquáticos superem altas perdas por meio de altas taxas de reprodução e ciclos de vida curtos (ADIS 1997, ADIS e MESSNER 1997, ADIS e JUNK 2002, ADIS et al. 2010), esses pulsos inibem o melhor aproveitamento dos recursos à disposição na ATTZ, conforme informações adicionais encontradas em Junk e Wantzen (2004) e Junk (2005).

Tabela 2. Tipos de pulsos de inundação e AUs afetadas.

Previsibilidade	Frequência	Amplitude	Tipo de AU afetada
Previsível	monomodal	alta	AUs ao longo de grandes rios,
		baixa	grandes AUs interfluviais, AUs em dunas cos-teiras (e.g. 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

1.4 Serviços das AUs para o meio ambiente e para a sociedade

AUs fornecem diversos serviços para a sociedade. A importância para a manutenção da biodiversidade, destacada por Gopal et al. (2000), deve-se ao valor médio global em serviços ecossistêmicos, biodiversidade e considerações culturais de AUs, que foi estimado em 14.785 US\$ ha⁻¹ a⁻¹, um valor acima do valor de outros sistemas, como rios (8.498 US\$ ha⁻¹ a⁻¹), florestas (969 US\$ ha⁻¹ a⁻¹) e savanas (232 US\$ ha⁻¹ a⁻¹) (Costanza et al. 1997). Com base em métodos similares, Seidl e Moraes (2000) encontraram, para o Pantanal de Nhecolândia, cerca da metade desse valor. Certamente, esses valores precisam ser verificados de forma mais detalhada para as AUs brasileiras por meio de análises caso a caso, e devem ser também validados. Porém, eles já são um forte indicativo da importância econômica, funcional, estética e cultural das AUs brasileiras.

Entre os principais serviços proporcionados pelas AUs, podem ser listados: (1) Estocagem periódica da água e a sua lenta devolução para os igarapés, córregos e rios conectados, reduzindo com isso as flutuações do nível da água e o perigo de enchentes e secas catastróficas; (2) Recarga dos aquíferos e do lençol freático; (3) Retenção de sedimentos; (4) Purificação da água; (5) Fornecimento de água limpa; (6) Dessedentação de animais, silvestres e domésticos; (7) Irrigação da lavoura; (8) Regulagem do microclima; (9) Recreação (banho, pesca, lazer); (10) Ecoturismo; (11) Manutenção da biodiversidade; (12) Estocagem de carbono orgânico; (13) Moradia para populações tradicionais; (14) Fornecimento de produtos madeireiros e não madeireiros (fibras, plantas medicinais, frutas, etc.), pescado, produtos agrários e de pecuária.

Muitos desses serviços sofrem o destino dos chamados “bens comuns” dos quais todos se beneficiam, mas ninguém é responsabilizado por sua manutenção¹. Esse comportamento é descrito na teoria econômica como “tragédia dos bens comuns²” (Hardin 1968). As consequências econômicas e sociais dramáticas dessa negligência podem ser observadas a cada ano, quando se depara, nos jornais, com notícias sobre inundações catastróficas no Brasil. Desde 2010, milhares de pessoas em Minas Gerais, São Paulo, Santa Catarina, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul ficaram desabrigadas e perderam seus bens, e algumas perderam até a própria vida. Os gastos, para os moradores, foram dramáticos como também para o setor público, que tem que investir pesadamente na proteção contra inundações futuras. A transformação das AUs, ao longo dos rios em áreas urbanizadas pela construção civil, bem como a conversão das AUs em pastagem e cultivos pelo agronegócio, juntamente com o

desmatamento indiscriminado em partes-chaves das bacias, foram indicados como fatores agravantes dessas inundações catastróficas (JUNK et al. 2012). Levando em consideração as perdas anuais de vidas e bens e os gastos para medidas de proteção contra inundações ao longo dos rios, o cálculo do valor econômico das AUs intactas, indicado por Costanza et al. (1997), parece ser mais realístico para a maioria dos estados brasileiros.

1.5 Principais ameaças para as AUs

Em nível mundial, a ciência estima que mais de 50% das AUs já foram destruídas ou tiveram sua integridade comprometida (MITCH e GOSSELINK 2008), e as AUs brasileiras não são exceção, pois sofrem várias ameaças, porém em diferentes graus. O aumento da densidade populacional nas diferentes regiões do país e a acelerada transformação nas formas de uso da terra, especialmente dos ambientes aquáticos, constituem os principais mecanismos de degradação e perda das AUs brasileiras, tais como (1) drenagem pela agricultura e pecuária; (2) construção de áreas habitacionais, de infraestrutura urbana e de uso industrial; (3) poluição por esgotos e resíduos domésticos, agrícolas, industriais e de mineração; (4) construção de hidroelétricas que inundam AUs rio acima da barragem, interrompendo a conectividade longitudinal e mudando o pulso de inundação rio abaixo; (5) construção de hidrovias e rodovias; (6) construção de diques que interferem na conectividade lateral separando as AUs dos rios; (7) retificação e canalização de rios; (8) exploração indevida dos recursos naturais (recursos pesqueiros, madeireiros e não madeireiros e da biodiversidade); (9) mudanças do clima global; (10) falta de preparo científico e motivação por parte dos tomadores de decisão em reconhecer os diferentes tipos de AUs brasileiras; (11) falta de interlocução destes tomadores de decisão com a comunidade científica; (12) falta de programas de educação ambiental sólidos voltados para a proteção das AUs por parte da população.

Consideramos, todavia, que a maior ameaça para as AUs brasileiras é a falta de uma legislação específica, baseada no conhecimento científico, que regule a proteção dessas áreas, e a falta de uma estrutura hierárquica clara e coerente dos diferentes órgãos executores para implementação e gestão voltada à sustentabilidade. A falta de preparo científico e motivação por parte dos tomadores de decisão em reconhecer os diferentes tipos de AUs brasileiras, bem como a falta de interlocução destes tomadores de decisão com a comunidade científica agravam ainda mais este problema.

A discussão sobre a proteção e o manejo sustentável das AUs brasileiras deveria levar em consideração não somente os aspectos econômicos atuais, mas também as exigências ecológicas e sociais, antecipando, dentro do possível, cenários futuros para os fatores de indução de câmbio, tais como: a crescente demanda para água potável, o crescimento populacional nas diferentes regiões brasileiras, e os diversos impactos potenciais das mudanças climáticas globais.

2. Arcabouço Legal e Arranjo Institucional das AUs Brasileiras

A análise do arcabouço legal e do arranjo institucional das AUs brasileiras é extremamente difícil devido ao grande número de instituições envolvidas em sua gestão e à estrutura pouco transparente das interligações entre elas. Desta forma, concordamos plenamente com Vieira (2000), que analisou a legislação sobre o uso da várzea amazônica e chegou a conclusão de que é de importância fundamental juntar a legislação em vigor em uma única publicação, denominar os órgãos e entidades participantes no processo de legislação e na implementação dos regulamentos e definir as suas atividades. No subtópico que se segue, são destacados alguns aspectos da legislação que podem ajudar a entender a questão da competência jurídica sobre as AUs brasileiras.

2.1 A competência jurídica sobre o meio ambiente e as AUs brasileiras

A competência para legislar sobre o meio ambiente está inscrita no art. 24 da Constituição Federal. Trata-se da competência concorrente, por meio da qual a União e os Estados podem legislar sobre as matérias indicadas no dispositivo. Os parágrafos dos artigos dispõem de regras de como hierarquizar qual a norma vigente entre União e Estados, como, por exemplo, se existe uma lei promulgada pela União e determinado Estado também legisla sobre o tema, qual é a lei que vale? Juridicamente, cabe à União emanar normas gerais e, aos Estados, suplementá-las sem contrariar a norma geral. Caso não haja norma a respeito emanada pela União, então os Estados podem legislar. Excepcionalmente, os Municípios podem legislar (conforme o art. 30, I da CF) sobre assuntos de interesse local. Isto vale, por exemplo, se houver uma determinada espécie endêmica em uma dada área, circunscrita aos limites do município em questão.

No que diz respeito à **água**, a competência para legislar é privativa da União (art. 22, IV), que pode delegar essa competência aos Estados, mediante a edição de Lei Complementar ainda não disciplinada. Existe outro tipo de competência, chamada **material**, destinada a fixar atribuições para concretizar instrumentos da política ambiental, tais como fiscalizar, monitorar e licenciar. Neste caso, a competência é comum entre os entes federados. O parágrafo único regulamente por meio da Lei Complementar nº 140, de 2012, a cooperação entre os entes federados no que diz respeito a políticas ambientais.

Entretanto, para a área de recursos hídricos, foi determinado outro encaminhamento, conforme o art. 21 XIX, que reza que é de competência exclusiva da União instituir o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios gerais e outorga. Por fim, é importante destacar que, independentemente dos instrumentos jurídicos, existe a possibilidade de iniciativa popular de lei, conforme o § 2º do artigo 61 da CF. Outra forma de amparo jurídico às AUs seria colocando-as na regulamentação de lei, que trata de ecossistemas tidos como patrimônio nacional (§ 4º do art. 225), na qual, até o momento, somente estão reguladas a Zona Costeira e a Mata Atlântica, não constando determinações sobre as AUs.

No âmbito dos recursos hídricos, a Lei é Nacional (nº 9.433/97). Também chamada de Código das Águas, essa lei institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e 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 dessa lei e desse plano é o fato de que os autores não oferecem uma definição do que eles entendem sob o termo técnico de “recursos hídricos”. Para fechar essa lacuna, propomos 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. ”

Além disso, falta um levantamento pormenorizado dos recursos hídricos do Brasil. Recomenda-se incluir, nesse levantamento, não somente aspectos quantitativos, mas também qualitativos, cujos índices já estão definidos pela Resolução CONAMA nº 357, de 2005.

Dentre os 13 programas existentes no PNRH, o Programa IX (Gestão de Recursos Hídricos Integrada ao Gerenciamento Costeiro, incluindo as Áreas Úmidas) e o Programa XI (Conservação das Águas do Pantanal, em especial suas Áreas Úmidas) focam, de maneira prioritária, várias ações relacionadas às AUs. O detalhamento do Programa IX foi aprovado pela Resolução nº 148, de 13 de dezembro de 2012 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), e o detalhamento do Programa XI foi aprovado pela Resolução nº 99, de 2009 do CNRH (Brasil 2009).

Ambos os programas, de âmbito regional, são pautados pela especificidade das ações e das atividades previstas segundo as características e as peculiaridades de cada uma das seguintes áreas, bacias ou regiões: aquíferos estratégicos, Zona Costeira, Amazônia, Pantanal e Semiárido. Seus detalhamentos visam proceder à elaboração de: (a) modelos institucionais de gestão apropriados à natureza dos problemas a enfrentar; (b) ênfases e prioridades na implantação de instrumentos de gestão de recursos hídricos próprios a cada região; (c) intervenções físicas estruturais de cunho regional destinadas à recuperação das disponibilidades hídricas, em quantidade e qualidade, e a sua conservação e aproveitamento de forma ambientalmente sustentável.

Como forma de priorizar as iniciativas que são importantes para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos para o quadriênio 2012-2015, desenvolveu-se a revisão do PNRH (Brasil, 2011) e, dentre as prioridades detectadas nessa fase, destacam-se, pela afinidade com o contexto do presente trabalho: (1) Identificação, atualização e mapeamento das AUs do Brasil; (2) Elaboração e implementação de projetos de conservação nas bacias hidrográficas com AUs; (3) Adoção das ações do Centro de Saberes e Cuidados Socioambientais da Bacia do Prata e do Instituto Nacional de Áreas Úmidas, como referência na elaboração de estudos e pesquisa; (4) Elaboração e implementação de política de áreas úmidas; (5) Desenvolvimento de estudos sobre áreas úmidas e normatização do uso e da ocupação das AUs interiores; (6) Mapear e monitorar empreendimentos em áreas costeiras e úmidas; (7) Reavaliar o mecanismo de gestão das AUs e integrá-las ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; (8) Propor adequação das legislações estaduais às especificidades dos biomas caatinga e cerrado, zona estuarina e áreas úmidas.

Além dos pontos destacados, foram propostas alterações dos nomes dos programas do PNRH existentes para “Conservação das áreas úmidas do Brasil”, “Conservação do pantanal e demais áreas úmidas” e “Conservação das águas em áreas úmidas e pantanosas”. Com isso, fica claro que o PNRH tem reconhecido a importância das AUs, inclusive considerando a

necessidade de que essas áreas venham a ser tratadas com sua devida especificidade e importância.

A confusão existente em respeito à situação legal das AUs brasileiras pode ser apreciada no “Relatório Nacional sobre a Implementação da Convenção de Ramsar sobre Áreas Úmidas” (BRASIL 2012). Embora a finalidade desse trabalho não seja analisar esse relatório, é fundamental que sejam destacados dois pontos considerados críticos para a discussão sobre a situação das AUs brasileiras, e o papel e responsabilidade do governo como signatário da Convenção de Ramsar.

A pergunta 1.1.1 do Secretariado da Convenção do Ramsar diz: “*O seu país tem um inventário compreensivo das AUs nacionais?*”. A resposta é “*sim*”. No parágrafo “Informações adicionais”, o relatório cita a publicação de Diegues (2002), que não está à disposição em formato eletrônico, e cita algumas atividades adicionais nos mangues e atividades sobre levantamentos de dados sobre a biodiversidade. O presente trabalho mostra que o Brasil está longe de ter um inventário compreensivo de suas AUs.

A pergunta 1.3.1 diz: *Existe uma Política Nacional de AUs (ou um instrumento equivalente)?* A resposta é “*sim*”. No parágrafo “Informações adicionais” o relatório confirma, que “*Como foi informado no relatório anterior, apesar de não ter uma política específica para AUs, o Brasil tem uma estrutura da política de meio ambiente bem desenvolvida que é aplicada a todos os tipos de ecossistemas brasileiros. O governo brasileiro acredita, que a melhor estratégia para o país é a implementação da ampla legislação ambiental existente, em vez de criar um instrumento político novo focalizando especificamente as AUs*”.

Finalmente, este paragrafo cita algumas das mais importantes ações já em curso, dentre as quais destacamos: Plano Nacional de Áreas Protegidas (PNAP-2006), Política Nacional de Biodiversidade (PNB-2002), Código Florestal (Lei federal 12.651/2012), Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Plano Participatório de Saneamento Básico (PLANSAB), Política de Formação Humana na Área de Pesca Marinha, Continental e Aquicultura Familiar, Programa Integração de Bacias Hidrográficas, Revitalização de bacias hidrográficas degradadas e vulneráveis, Conservação e Recuperação dos Biomas Brasileiros, e Conservação e uso sustentável da biodiversidade e recursos genéticos.

Ainda que este trabalho não tenha como meta analisar as atividades desses programas nem avaliar a sua eficiência para a proteção das AUs brasileiras, **é importante salientar que, na discussão sobre o novo Código Florestal, a baixa eficiência do conjunto dessas estratégias governamentais, no que diz respeito às AUs brasileiras, ficou evidente, dado**

que a legislação está deixando grandes partes das AUs ripárias, em sua maioria florestadas, completamente desprotegidas, como descrito nos parágrafos 4.2.1 e 4.2.2 (Piedade et al. 2012, Junk et al. 2012, Souza Jr. et al. 2012, Resolution on Sustainable Use and Protection of Brazilian Wetlands of the 9th INTECOL Meeting 2012 in Columbus – Ohio, USA).

3. Definição e Delineamento das AUs Brasileiras

3.1 Definições na literatura internacional

AUs são ecossistemas específicos, cuja presença, extensão e características estruturais e funcionais dependem das peculiaridades climáticas, hidrológicas e geomorfológicas regionais. De acordo com Cowardin et al. (1979), não existe uma única, indisputável e ecologicamente correta definição para AUs. Isso resulta, principalmente, da sua grande diversidade e da existência de um contínuo entre ambientes secos, úmidos e aquáticos.

Na literatura internacional, existem várias definições para áreas úmidas (Mitsch e Gosselink 2008), entre as quais se destacam as 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), do Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) (Gopal et al. 1990) e a definição e classificação geomórfica de Semeniuk e Semeniuk (1995).

Para fundamentar a discussão aqui proposta, citamos 3 das definições mais comumente utilizadas pela literatura de AUs:

Definição da Convenção de Ramsar: *“AUs são áreas de diferentes tipos de pântanos, brejos, turfeiras ou de água rasa, tanto naturais quanto artificiais, permanentes ou temporárias, doces, salobras ou salinas, incluindo áreas marinhas até uma profundidade de 6 metros durante a maré baixa”* (IUCN 1971).

Definição do Programa Biológico Internacional (IBP): *“Uma AU é uma área dominada por plantas herbáceas específicas, que crescem principalmente na superfície da água com partes aéreas, e que resistem a quantidades de água que são excessivas para a maioria das outras plantas terrestres”* (Westlake et al 1988).

Definição do U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS): *“AUs são áreas transicionais entre sistemas terrestres e aquáticos, onde o nível da água se encontra normalmente na superfície do solo ou perto dela, ou o solo é coberto por água rasa. Para ser classificada como AU, a área tem que mostrar um ou mais dos seguintes atributos: (1) a área deve estar coberta com hidrófitas, pelo menos periodicamente (2) o substrato predominante deve ser um solo hídrico não drenado, (3) o substrato é um “não-solo*”, saturado com água ou coberto por água rasa durante um certo tempo de cada ano, no período de crescimento das plantas superiores”* (Cowardin et al. 1979). (* por exemplo o fundo rochoso dos Everglades).

Essas definições foram formuladas para servir às finalidades específicas dos referidos programas: a definição da Convenção de Ramsar para a proteção de aves aquáticas migratórias; a definição do IBP para servir às exigências dos botânicos que trabalham nesse programa e a definição do USFWS, que busca servir às necessidades de manejo e da proteção das AUs temperadas nos EUA. A pergunta que se faz é, portanto, até que ponto essas definições servem às exigências brasileiras?

As definições supracitadas têm 2 atributos chaves em comum: (1) nível de inundação e saturação do solo com água, e (2) vegetação característica de AUs (hidrófitas). A definição do USFWS inclui solos como terceiro parâmetro. Na determinação da profundidade dos corpos de água, as definições são vagas, não definindo o que vem a ser “água rasa”. Já a definição da Convenção de Ramsar cita 6 metros na maré baixa para áreas costeiras, a fim de proteger as áreas de pastejo de aves aquáticas, particularmente anseriformes (patos e gansos), de interesse cinegético e migratório (risco epidemiológico).

Como já foi dito anteriormente, as AUs brasileiras mostram peculiaridades que as diferenciam daquelas dos países de clima temperado ou frio da Europa, EUA, Canadá e do norte da Ásia. Esses países têm uma percentagem alta de AUs permanentes com nível de água relativamente estável, como os pântanos oligotróficos, formados por musgos (*Sphagnum* spp., *peat bogs* e pântanos eutróficos, formados por capins e plantas herbáceas (*marshes*). Nessas condições, a matéria orgânica é acumulada, resultando na formação de camadas de turfa ou de solos ricos em matéria orgânica. Por isso, a qualidade do solo pode ter um papel importante na definição de AUs. Como grandes partes das AUs brasileiras secam completamente durante a época de seca (águas baixas), a acumulação de material orgânico no solo é baixa, porque, durante a época seca, o solo é aerado, e o material orgânico fica rapidamente oxidado, devido às altas temperaturas tropicais. Somente AUs brasileiras, permanentemente úmidas, estocam

matéria orgânica em longo prazo, e.g. buritizais e veredas (Householder et al. 2012, Wantzen et al. 2012).

Considerando o fato de que o pulso de inundação é o fator preponderante na caracterização da maioria das AUs brasileiras, propomos a elaboração de uma definição que inclua todas as áreas cobertas ou encharcadas por água doce ou salinizada, temporárias ou permanentes, até uma profundidade média máxima nas cheias e da maré alta, correspondentes à amplitude média máxima do respectivo pulso de inundação no respectivo local. Isso leva em consideração as diferenças na amplitude entre as diferentes AUs que, nas AUs interiores, por exemplo, chegam ao Solimões/Amazonas em Manaus a 15m, em Óbidos e Santarém a 8m, e no Rio Paraguai a 7m. A maior parte do litoral brasileiro, do estado de Alagoas ao Rio Grande do Sul, apresenta amplitudes de marés inferiores a 2 metros (micromarés); as amplitudes superiores a 4 metros (macromarés) ocorrem apenas no estado do Maranhão, em parte do Pará (Salinópolis) e no litoral sul do Cabo Norte (Amapá) (Tessler e Goya 2005). Nessas AUs, nas cheias máximas ou nas sizíguas, lagos, lagoas e canais são incluídos na definição até as respectivas profundidades.

Uma das características das AUs brasileiras é a ocorrência de florestas alagáveis muito ricas em espécies arbóreas altamente adaptadas às inundações. As florestas alagáveis, ao longo dos grandes rios amazônicos, contêm mais de 1600 espécies, muitas delas endêmicas para a região (Wittmann et al 2006, 2010, 2012). No cerrado, as florestas ligadas às margens de rios, (matas de galeria e matas ciliares) apresentam cerca de 1214 espécies de árvores e palmeiras, das quais aproximadamente 450 são exclusivas de ambientes úmidos da vegetação denominada Mata Ciliar (Walter 2006). Para o Pantanal, cerca de 400 espécies são descritas (Pott e Pott 1996, Junk et al 2006); o mesmo número é estimado para as AUs do Rio Araguaia (Arruda com. pessoal) e, para as AUs interiores do Sul do Brasil, 179 espécies foram levantadas (Wittmann, com. pes.) (Tab. 3). Em comparação a esses valores, as florestas alagáveis do Mississipi contêm cerca de 150 espécies lenhosas, e as florestas alagáveis temperadas na Europa cerca de 60 espécies (Schnitzler et al. 2005). Por isso, espécies lenhosas têm um papel importante na classificação das AUs brasileiras e de seus habitats.

Tabela 3. Diversidade de árvores e plantas herbáceas na várzea amazônica (Junk e Piedade 1993, Wittmann et al. 2010, 2012), no Pantanal (Pott e Pott 2000, Junk et al. 2006), e nas AUs interiores do Sul do Brasil (Rio Grande do Sul) (Rolon et al. 2010). *Em áreas não-inundáveis dentro do Pantanal; **em áreas permanentemente ou periodicamente inundadas ou saturadas com água; ***principalmente nas florestas ripárias dos campos sulinos (Wittmann, com. pess.); *****Regnellidium diphyllum*.

	Várzea Amazônica	Pantanal	AUs do Sul do Brasil
Plantas lenhosas			
Total	>1000	750	179
Terrestres*	nenhuma	400	nenhuma
Palustres**	>1000	350	179***
Plantas herbáceas			
Total	390	1150	280
Terrestres	340	900	sem dados
Aquáticas/palustres	50	250	280
Plantas endêmicas	68 árvores	nenhuma	1 planta herb. ****

Resumindo os argumentos levantados, propomos para AUs brasileiros 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.

3.2 Aspectos jurídicos envolvendo o delineamento das AUs brasileiras

3.2.1 As AUs brasileiras e o Código Florestal (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, com alterações da Lei nº 12.727, de 2012)

O delineamento das AUs é de importância fundamental para propostas que visam à sua gestão, proteção e manutenção. Esse delineamento também é uma necessidade premente para propiciar o cumprimento de leis maiores do País e também para ajustá-las às peculiaridades regionais cientificamente já conhecidas para esses ambientes. Na Constituição Brasileira de 1988 (Capítulo II - DA UNIÃO, Art. 20, III), são considerados bens da União “os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais”. Além disso, o inciso I do art. 26 determina que “Se incluem entre os bens dos Estados, as águas superficiais ou subterrâneas,

fluentes ou emergentes e em depósito, ressalvadas, neste caso, na forma da lei, as decorrentes de obra da União”. Como se lê, na seara da legislação de recursos hídricos, a CF prevê o domínio iminente das águas entre a União e os Estados.

Por outro lado, o Código Florestal de 1965, no Art. 2º, modificado pela lei 7.803 de 18 de julho de 1989, dispõe que “*Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural, situadas: a) **ao longo dos rios ou de qualquer curso d’água desde o seu nível mais alto...***”.

Na versão do Código Florestal em vigor, foi definido como nível do rio para efeitos de criação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) o nível intermediário (“calha regular”) da enchente. Para a Amazônia, onde a diferença entre os níveis altos e baixos da inundação pode ser de mais de 10 metros e as florestas alagáveis ocorrem nos níveis acima dos 5 metros de cheia, de maneira que a definição do nível de proteção com base no valor médio da cheia dos rios deixará cerca de 80% das florestas inundáveis, sem proteção. No Pantanal, a definição de “calha regular” está longe de contemplar a complexidade do ambiente, como se pode conferir nestes exemplos. Enquanto na entrada da planície Pantaneira a área alagável do Rio Cuiabá é estreita, dentro da planície ela é muito larga, embora a largura do leito regular não mude. No Cerrado, em anos de secas extremas, as cabeceiras dos rios podem secar completamente. Situações como essas se repetem em todas as AUs do território nacional.

Por sua vez, as APPS foram definidas como áreas que contém mata ciliar, equivalentes à metade da largura do rio, em uma faixa de, no mínimo, 30 metros e, no máximo, 500 metros, para os cursos de água cuja largura seja superior a 600 metros (partes da normatização a esse respeito conforme a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, com alterações da Lei nº 12.727, de 2012).

Do ponto de vista científico acerca de proteção e de manejo sustentável das AUs, essa abordagem é incipiente, pois protege, parcialmente, esses ambientes por meio de uma faixa terrestre tampão adjacente ao corpo de água (Fig. 6). Apenas a título de exemplo, uma área de 500m em cada uma das margens do Rio Amazonas e Rio Paraguai, com seus sistemas de pulso e grandes áreas alagáveis marginais, é, obviamente, insuficiente. Assim, observa-se que as verdadeiras dimensões dos grandes rios brasileiros não são consideradas. Essa legislação peca ainda por não considerar o gradiente da inundação, que é responsável pelos diferentes tipos de comunidade de plantas associadas às AUs e seu solo inundado.

O texto final do novo Código Florestal foi aprovado, embora a discussão ainda continue por meio de ações jurídicas oriundas de vários setores da sociedade. Entretanto, a

versão sancionada, em substituição ao Código Florestal de 1965, deixou grandes partes das AUs brasileiras desprotegidas, eliminou seus múltiplos serviços para o homem e o meio ambiente, causando severos danos para a população ribeirinha, para o ambiente urbano, para a qualidade de água e para a biodiversidade. Além disso, como já vem sendo evidenciado, diferenças legais entre os textos da Constituição Brasileira e do Código Florestal em tramitação podem provocar entraves jurídicos, com graves prejuízos para as já desprotegidas AUs brasileiras.

Dessa forma, apesar da relevância, especificidade, multiplicidade sócio-ecológico, de tipologias, de serviços ambientais e de biodiversidade, as AUs brasileiras enfrentam um grave problema em termos de sua preservação e recuperação, incluindo aqui a arbitrária definição da extensão das APPs marginais aos rios. O delineamento lateral proposto careceu de base científica apropriada para cada região e/ou bioma brasileiro, ao assumir que as APPs devem ter largura fixa proporcional ou não à largura do corpo de água. É extremamente necessário que essa avaliação e cálculos premiem as peculiaridades das diferentes regiões brasileiras. Para várias delas, como a Amazônia, Pantanal, região Sudeste e Rio Grande do Sul, um robusto conjunto de trabalhos já tipificou as AUs com base em diversos parâmetros, e grande parte da vegetação aquática já foi identificada. Logo, essas informações podem subsidiar o detalhamento em nível regional.

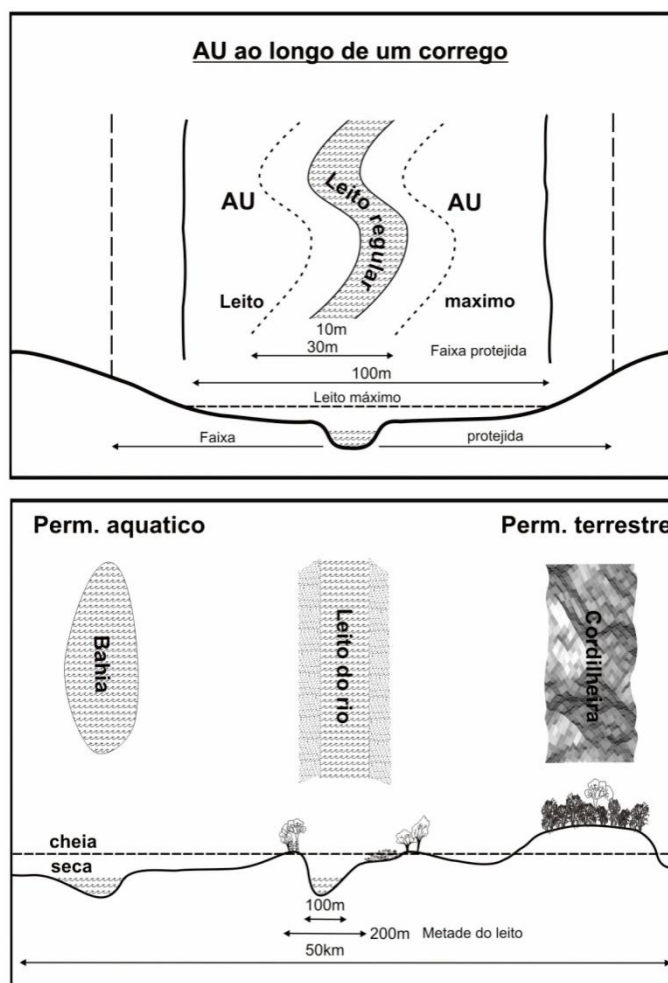


Figura 6. O impacto do novo código florestal às AUs ao longo de pequenos rios (figura superior) e aos grandes AUs, tais como o Pantanal Mato-grossense (figura inferior). As AUs ao longo de pequenos rios perdem boa parte de sua proteção e com isso de suas funções ecológicas, aumentando o risco de alagamentos catastróficos. Para grandes AUs, tais como o Pantanal mato-grossense, o novo código florestal não é aplicável porque a proteção iria somente abranger os diques marginais, deixando 90% do Pantanal desprotegido.

3.2.2 O Código Florestal Brasileiro e as grandes AUs

A aplicação do Código Florestal não funciona ou é, no mínimo, omissa com as grandes AUs ao longo dos rios da Amazônia e do Rio Paraná, as grandes AUs nos interflúvios, o Pantanal e a Ilha do Bananal e com algumas das grandes AUs costeiras. Essas AUs, que se estendem sobre milhares de quilômetros quadrados, são sistemas muito complexos, com alta diversidade de habitats. A proteção de uma pequena faixa ao longo dos cursos dos rios somente protegerá uma pequena parte das AUs, deixando sua abrangência e funcionalidade desprotegidas. Assim, proteger somente a vegetação ciliar do Rio Paraguai e seus tributários irá deixar mais de 90% do Pantanal ameaçado (Fig. 6). O mesmo acontecerá nas várzeas e igapós amazônicos, nas planícies inundáveis do Guaporé e do Araguaia. Nos interflúvios do alto Rio

Negro não há rios, porém, há grandes AUs nas quais estão situadas as nascentes de alguns rios importantes que drenam a paisagem. E as campinas e campinaranas amazônicas? Como se aplica o texto do Código Florestal para a proteção dessas áreas?

Além disso, muitas AUs grandes, como o Pantanal, a Ilha do Bananal e as AUs ao longo dos grandes rios amazônicos e do Paraná, são colonizadas por populações tradicionais há centenas de anos. Os lugares preferidos de colonização humana são os diques marginais naturais, que são as áreas mais altas com acesso direto aos canais dos rios, que oferecem oportunidade ao transporte fluvial e lacustre, segurança para a construção da moradia, água potável e recursos pesqueiros durante o ano inteiro. Enquanto o código florestal protege corretamente faixas das áreas marginais dos córregos e pequenos rios, esse documento não atende às peculiaridades das largas planícies de inundação, implicando também em prejuízos às populações ribeirinhas, dificultando ainda a proteção e a gestão sustentável desses ambientes. Isso indica a necessidade de regulamentos específicos que levem em conta a situação ecológica, socioeconômica e cultural de cada uma dessas grandes AUs.

Outro aspecto importante das grandes AUs é relativo a seu histórico paleoclimático complexo, que resulta na inclusão de áreas permanentemente secas, provenientes de atividades fluviais ou marítimas em épocas interglaciais passadas. Isso é verificado nos capões, cordilheiras e paleo-leques aluviais no Pantanal Mato-grossense, as paleo-várzeas da Amazônia, restos de antigos terraços fluviais na planície alagável do Rio Paraná, os monchões da Ilha do Bananal e as paleo-dunas nas AUs costeiras. No Pantanal Mato-grossense e nas AUs do Guaporé, ainda há afloramentos rochosos na planície inundável. Essas áreas, apesar de não corresponderem à definição proposta de AUs por permanecerem predominantemente secas, têm um papel importantíssimo como refúgios temporários da fauna e de populações humanas e seus animais domésticos. Assim, propomos que seja considerado o conjunto de habitats das grandes AUs como uma unidade de paisagem específica, delimitada pela borda externa da enchente média máxima, incluindo-se as partes internas periodicamente secas, como partes integrantes desse conjunto.

As bordas de AUs pequenas, inseridas na paisagem terrestre, sempre ou periodicamente inundadas, como buritizais, campinas ou campinaranas deveriam ser definidas pelo nível da média máxima da inundação. E, no caso de solos encharcados, da extensão dos solos hidromórficos e da ocorrência de uma vegetação aquática ou pantanosa, adaptada às condições anóxicas do solo, ainda que sazonalmente.

Para uma gestão que vise à proteção e uso sustentável das AUs, a clara definição da sua extensão deve ser baseada em parâmetros científicos, e não arbitrários. Plantas aquáticas e palustres são excelentes indicadores da saturação do solo com água, como é demonstrado por Reed (1988; 1997) a respeito das AUs dos Estados Unidos. Ele classificou as plantas em quatro “categorias de indicadores de AUs”, tomando como base a frequência de ocorrência das espécies em AUs e em ambientes terrestres, indicando a probabilidade de uma espécie ocorrer em AUs.

Conforme essa classificação, as plantas podem ser categorizadas como: OBL – obrigatórias (mais de 99% de probabilidade de ocorrer em AUs); FACW – facultativas de AUs (67 a 99%); FAC – facultativa (34 a 66%), FACU – facultativa de ambientes terrestres (1 a 33%) e terrestres (menos de 1% de probabilidade de ocorrer em AUs). A predominância de espécies obrigatórias (OBL) e facultativas de AUs (FACW) caracteriza as AUs, e o gradiente de variação entre categorias estabelece os seus prováveis limites.

No Brasil, ainda não existe uma classificação abrangente das plantas quanto à frequência de ocorrência em ambientes terrestres e aquáticos. Porém, regiões como Amazonas, Pantanal, região Sudeste e Rio Grande do Sul já têm grande parte de sua vegetação aquática e palustre identificada, e já podem aplicar esse conhecimento no delineamento das AUs. Resumindo a argumentação acima, teríamos como definição para a extensão das AUs brasileiras o seguinte:

“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”.

3.3 Mapeamentos das AUs

Já existem dados sobre a extensão das grandes AUs amazônicas, do Pantanal, do Araguaia, utilizando de técnicas atuais de geoprocessamento. Também existem inventários da região semiárida brasileira e do Rio Grande do Sul baseados em cartas topográficas. Essas

técnicas permitem determinar a extensão dessas áreas durante diferentes períodos do ciclo hidrológico. Assim, as várzeas do Rio Amazonas foram estimadas em 98.110 km², as AUs do médio Rio Araguaia em 58.600 km², as savanas alagáveis de Roraima e Rupununi 16.500 km² (MELACK e HESS, 2010), do Pantanal em 109.590 km² (HAMILTON et al. 1996), as savanas periodicamente inundadas do Rio Guaporé, incluindo as savanas bolivianas dos Rios Mamoré e das Mortes (Llanos dos Moxos) 92.100 km² (HAMILTON et al. 2004), do Rio Grande do Sul em 30.332 km² (MALTCHIK et al. 2003) e das lagoas do semiárido Brasileiro em 1.420 km² (MALTCHIK 1999). Também são relevantes as AUs costeiras, principalmente os mangues que cobrem, no Brasil, cerca de 13.888 km², dos quais 7.000 km² ocorrem ao longo do litoral de Maranhão/Pará (LACERDA, 2001) (Fig. 7 e 8).

Os esforços contínuos, para desenvolver mapas detalhados desses sistemas, demonstram a existência de grandes lacunas, especialmente no mapeamento das AUs pequenas que estão espalhadas pela paisagem. Estimativas de Junk et al. (2010) sugerem que área de cobertura das AUs pequenas pode ultrapassar até duas vezes a área total das grandes AUs. Porém, o levantamento dessas áreas por meio de sensoriamento remoto é demorado e caro. Raser et al. (2008) estimam, para o cálculo de fluxos de CO₂ de canais de pequenos rios na Amazônia (rios de 3ª a 7ª ordem) por meio de sensoriamento remoto, uma área de cerca de 300.000 km². Esse valor certamente é muito conservador, considerando que ele não inclui áreas encharcadas laterais, nem as áreas de igarapés de primeira e segunda ordem. Junk (1993) estima que o tamanho dessas áreas na Amazônia tenha cerca de 1 milhão de km², e o total das AUs da Bacia Amazônica é estimado por Junk et al. (2010) em cerca de 30%.



Figura 7. Mapa das principais AUs grandes da América do Sul (JUNK 2012).

Para mapear as AUs, uma alternativa que pode ser utilizada como método complementar se constitui no uso de ferramentas de geoprocessamento na análise de dados adicionais, como é o caso de se utilizar o inventário e análise dos mapas de solo já existentes, nos quais os solos hidromórficos são indicados. Essa abordagem foi aplicada com sucesso na Argentina, por Kandus et al. (2008). Esses pesquisadores concluíram que cerca de 600.000 km² do país são cobertos por AUs, o que corresponde a 21.5% de seu território. Todavia, essa porcentagem aumenta para 23%, se corpos de água salina forem incluídos. Por meio de

métodos mais conservadores, Neiff (2001) chegou a uma área de somente 172.000 km². Assim, recomenda-se esta metodologia para ser aplicada também no Brasil, porém em escala estadual.

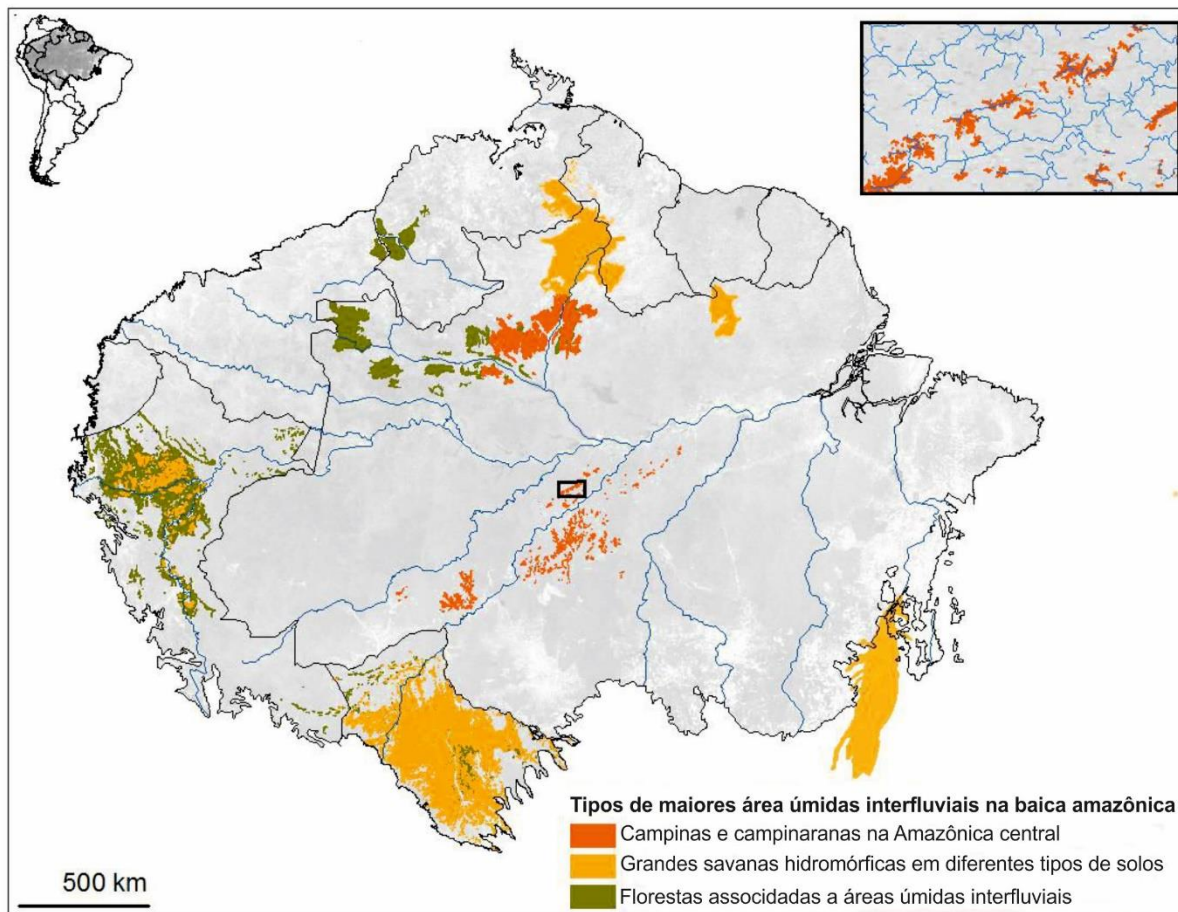


Figura 8. Mapa das áreas interfluviais mais importantes na Bacia Amazônica. 1 = Rio Negro campinas e campinaranas, 2 = pequenas AUs interfluviais, 3 = Paru/Trombetas, savanas, 4 = Roraima e Rupununi, savanas, 5 = AUs do alto Amazonas no Peru, 6 = AUs do Mamoré/Guaporé/Beni, Llanos dos Moxos, 7 = AUs do Rio Araguaia, Ilha do Bananal. Notem que as AUs da categoria 2 não estão indicadas em escala real, porque algumas delas são pequenas demais para aparecerem na escala do mapa. Além disso, muitas áreas ainda não foram mapeadas. Estas áreas incluem campinas, campinaranas e buritizais entre outros (JUNK et al. 2011).

4. Análise dos Sistemas de Classificação Existentes

4.1 Sistemas de classificação de outros países

Para satisfazer as exigências científicas, políticas, de proteção e de manejo, as AUs devem ser classificadas com maior detalhamento possível. Ao discutir problemas que surgem na elaboração de sistemas de classificação, Finlayson e Van der Valk (1995) sublinharam a necessidade de resolver diferenças entre as definições existentes de AUs e as tipologias regionais. Além disso, eles chamaram atenção para a necessidade de uniformizar os sistemas

de coleção de dados e da disseminação de técnicas para a geração de inventários internacionais amplos. Muitos sistemas de classificação foram formulados há décadas, porém já não satisfazem mais as exigências científicas contemporâneas.

Nos Estados Unidos, por exemplo, apesar da existência de grandes áreas alagáveis ao longo dos rios Mississippi, 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, e.g., no Pantanal e nas várzeas amazônicas. As áreas periodicamente secas não aparecem na classificação de Cowardin et al. (1979).

A classificação da Convenção do Ramsar, um pouco mais complexa, abrange o mundo inteiro (SCOTT e JONES 1995), incluindo, assim, classes que não existem ou têm pouca importância no Brasil, tais como sistemas geotermiais e sistemas lacustres clássicos. Ela diferencia, entre 3 grandes classes das AUs, marinhas e costeiras (marinhas, estuarinas, lacustres/palustres), interiores (lóticas, lacustres, palustres, geotermiais) e antrópicas (aquicultura, agricultura, mineração de sais minerais, urbana e industrial). Esses grupos são subdivididos em “permanentes e sazonais” e depois em 35 classes. Nessa classificação, a definição das unidades não é lógica, e sistemas de complexidade diferente são misturados. Não se confere, por exemplo, qual 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 o 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 e Sah (1995), baseia-se em características hidrológicas e vegetacionais e usa também nomes locais. Essa 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, essa abordagem contém elementos interessantes e é usada também no Brasil, por exemplo, na classificação dos habitats do Pantanal e das várzeas amazônicas. Mas, nesse 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. Neiff (2001), por exemplo, diferencia 9 tipos de AUs na Argentina, usando 12 parâmetros para descrever a geomorfologia, solos, estresse de fogo, vegetação, fauna, origem da água e vários parâmetros hidrológicos daquele país. Brinson e Malvarez (2002) também diferenciam 9 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 e Maldonado (2002) descrevem a vegetação das AUs da Bolívia. Considerando as necessidades de integração e proteção de fenômenos continentais como migrações de animais, seria importante um trabalho de consolidação e harmonização desses sistemas de classificação, ainda que respeitadas as particularidades regionais.

4.2 Classificação das AUs brasileiras

Populações pré-colombianas classificaram os rios de acordo com a coloração das suas águas, um costume que foi adotado também pelos colonizadores europeus, evidenciado nos nomes desses cursos de água (e.g. Rio Claro, Rio Preto, Rio Negro, Rio Branco e Rio Verde). Eles sabiam que a coloração da água estava relacionada com propriedades específicas dos respectivos rios e com a ecologia de suas AUs, tais como riqueza em peixes, fertilidade de solos, abundância de mosquitos, etc. A primeira classificação dos rios amazônicos apresentada por Sioli (1956) baseou-se também na coloração da água e seus parâmetros físico-químicos, de modo a explicar as suas características limnológicas e relacioná-las às peculiaridades geológicas e geomorfológicas de suas bacias hidrográficas.

A classificação de Sioli foi apoiada pelos botânicos (PRANCE 1979, KUBITZKI 1989) e limnólogos (IRMLER 1977, JUNK 2000), que encontraram diferenças na ocorrência de espécies de árvores, invertebrados aquáticos (bivalves e caramujos) e macrófitas aquáticas nas florestas alagáveis da Amazônia. Prance (1979) classificou essas mesmas florestas

alagáveis com base em parâmetros hidrológicos e hidroquímicos. Junk e Piedade (2005) publicaram uma classificação preliminar das AUs Amazônicas com base em parâmetros hidrológicos e hidroquímicos. Essa classificação foi recentemente ampliada e completada por parâmetros vegetacionais (JUNK et al. 2011). Maltchik et al (2003) elaboraram a primeira classificação hierárquica para as AUs do Rio Grande do Sul, na qual foram definidos 6 sistemas: lacustres, lóticos, palustres, estuarinos, marinhos e ecossistemas manejados pelo homem. Essas abordagens foram usadas como bases para um novo sistema de classificação dos principais tipos de AUs brasileiras, conforme aqui proposto.

5. Apresentação do Novo Sistema de Classificação dos Principais Tipos de AUs Brasileiras e sua Justificativa

Neste tópico, será apresentada uma classificação abrangente das principais AUs brasileiras em que serão fornecidas as informações utilizadas para sua definição com base na dinâmica hidrológica, em parâmetros físicos e químicos e na composição e estrutura botânica. Vale ressaltar que uma versão resumida dessa classificação foi publicada em Inglês para uma revista internacional (JUNK et al. 2013).

5.1 Os principais tipos de AUs brasileiras

As AUs brasileiras foram separadas em três níveis hierárquicos: (1) sistemas; (2) unidades definidas por fatores hidrológicos; (3) unidades definidas por plantas superiores (Tab. 4).

O primeiro nível hierárquico de sistemas foi diferenciado em 3 categorias: (1) AUs costeiras; (2) AUs interiores; (3) AUs antropogênicas.

AUs costeiras - são todas as AUs naturais, permanentes ou temporárias, com água doce, salobra e salgada, sob influência direta do regime de marés, de intrusões salinas ou de deposição atmosférica de substâncias dissolvidas ou particuladas, ou de propágulos do Oceano.

AUs interiores - são todas as AUs naturais, permanentes ou temporárias, com água doce, salobra e salgada, que se encontram dentro do país e fora da influência direta ou indireta do mar.

AUs antropogênicas - são todas as AUs, costeiras ou interiores, que resultam da atividade humana, seja de forma ordenada (e.g., tanques de piscicultura, açudes, plantios de arroz em tabuleiros) ou não ordenada (como as AUs no entorno de represas hidrelétricas, represamentos pela construção de estradas, tanques de empréstimo).

O segundo nível hierárquico baseia-se em parâmetros hidrológicos e é composto por 5 subsistemas, 2 ordens e 2 subordens. A diferenciação em ordens e subordens dá ênfase à dinâmica hidrológica, que é o principal elemento da definição das AUs, e por isso tem a função chave na classificação. Essa diferenciação, que demonstra a grande diversidade hidrológica das AUs naturais interiores brasileiras, já foi usada na classificação das AUs amazônicas (JUNK et al. 2011).

As características hidrológicas identificam a disponibilidade e a origem da água e determinam o tipo da AU. Assim, as AUs podem ser divididas em dois grupos: o primeiro composto por AUs permanentemente cobertas por água ou que têm solos permanentemente saturados (AUs perenes ou permanentes); o segundo grupo composto por AUs que secam periodicamente (AUs sazonais ou temporárias e efêmeras). Como já foi dito, a maioria das AUs brasileiras pertence ao grupo das sazonais ou temporárias. Esses são sistemas de “pulso hidrológico” como aqueles descritos pelo Conceito de Pulso de Inundação (JUNK et al. 1989, JUNK e WANTZEN 2004, JUNK 2005). Os diferentes tipos de pulsos de inundação e as AUs influenciadas por eles já foram indicados na tabela 2 no parágrafo 2.1.

O terceiro nível hierárquico se baseia na ocorrência de plantas superiores e na estrutura de suas comunidades e é dividido em classes, subclasses e macrohabitats. Devido à longevidade que incorpora o impacto das condições ambientais em períodos de meses ou anos (plantas herbáceas), décadas ou séculos (florestas), plantas superiores são especialmente apropriadas para essa classificação.

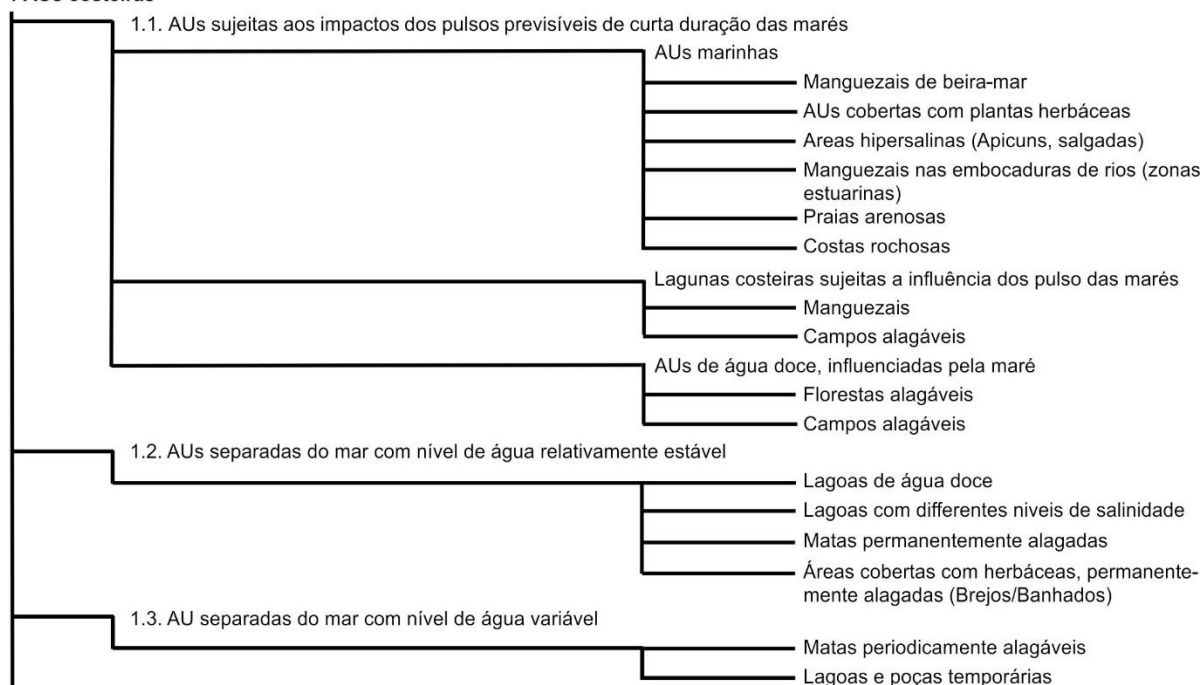
Essa classificação geral é suficientemente detalhada para servir de base na definição de uma legislação geral sobre o uso sustentável e a proteção das AUs brasileiras. Porém, considerando a extensão de dezenas de milhares de quilômetros quadrados de algumas delas em nível de classe e subclasse e a diversidade de habitats dentro de cada uma delas, classificações adicionais em escala menor são necessárias, para subsidiar os regulamentos específicos de manejo e proteção de forma eficiente para cada AU. O sistema de classificação aqui proposto está aberto para isso e já inclui os trabalhos existentes, como por exemplo, as

classificações dos habitats do Pantanal (WANTZEN et al. 2005, NUNES DA CUNHA e JUNK 2011a) e das várzeas amazônicas (JUNK et al. 2012) entram no novo sistema em nível de subclasse, enquanto as AUs do semiárido brasileiro (MALTCHIK et al. 1999) e do sul do Brasil (MALTCHIK et al 2003,2004) enquadram-se, em parte, em nível dos macrohabitats.

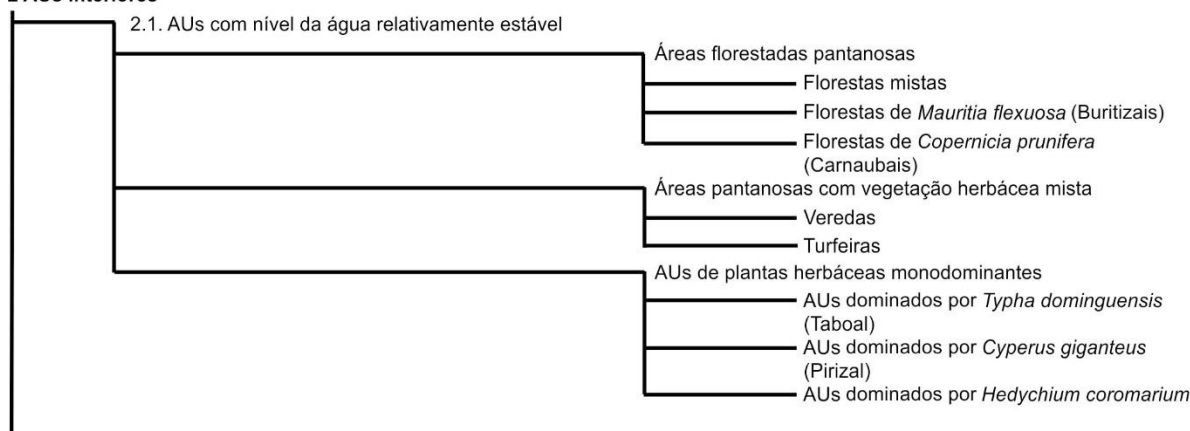
Tabela 4. A nova classificação das AUs Brasileiras. As AUs interiores sujeitas a pulsos de inundações previsíveis, monomodais e de longa duração foram classificadas neste trabalho somente até o nível de classe. Trata-se de AUs de grandes extensões, muito complexas, com dinâmica hidrológica diversificada e com um número grande de macrohabitats, cuja classificação necessita uma abordagem específica como demonstrado para o Pantanal Matogrossense e para as várzeas Amazônicas nos capítulos 2 e 3 deste livro.

Sistema Subsistema Ordem Subordem Classe Subclasse Macrohabitat

1 AUs costeiras



2 AUs interiores



Tab. 4 (Cont.)

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse	Macrohabitat
	2.2. AUs com nível de água flutuante					
			2.2.1. AUs sujeitas a pulsos de inundações previsíveis, monomodais, e de longa duração			
					2.2.1.1. AUs com pulsos de amplitude alta ao longo de grandes Rios	
					AUs ao longo dos rios Amazônicos de água branca (várzeas) ¹	
					AUs ao longo dos rios Amazônicos de água preta e clara (igapós) ³	
					AUs ao longo do Rio Paraná ³	
					Outros AUs de pulso monomodal alto ⁴	
					2.2.1.2. AUs com pulsos de amplitude baixa	
					Grandes AUs interfluviais no médio Rio Negro ³	
					Savanas hidromórficas edáficas amazônicas (Campinas e Campinaranas) ⁴	
					Pantanal, Mato-grossense ²	
					AUs de Rio Araguaia, Ilha do Bananal ³	
					Savanas de Roraima ⁴	
					AUs do Rio Guaporé ³	
					Outras savanas hidromórficas climáticas ⁴	
			2.2.2. AUs sujeitas a pulsos polimodais imprevisíveis de curta duração			
					AUs ripárias ao longo de igarapés e pequenos (1-5ª ordem fluvial)	
					AUs em depressões pequenas abastecidas por água de chuva	
			2.2.3. AUs sujeitas as pulsos pluriannuais de curta duração			
					AUs em depressões no Nordeste semi-árido	
3 AUs antropogênicos						
						Tanques de aquacultura
						Açudes
						Sistemas agrícolas de irrigação intensiva (plantações de arroz)
						Caixas de empréstimo ao longo das rodovias
						Represamentos de rios, riachos e igarapés, pela construção de ferrovias e estradas
						AUs nas beiras das represas hidrelétricas
						Canais de drenagem

5.2 Caracterização das AUs com base nas condições hidrológicas, nos fatores físicos e químicos de água e dos solos, e nos parâmetros florísticos

Nos próximos parágrafos, será fornecida uma caracterização resumida dos diferentes tipos de AUs com base no conhecimento atualmente disponível.

5.2.1 AUs costeiras (Sistema 1)

As AUs costeiras contêm 3 subsistemas com 5 subclasses e 16 macrohabitats.

5.2.1.1 AUs costeiras sujeitas a pulsos de inundação previsíveis de curta duração das marés (Subsistema 1.1)

Como as marés influenciam a maioria das AUs costeiras e o pulso de inundação é do tipo polimodal previsível, a alta frequência e curtos períodos de inundações e secas dos habitats e a salinidade variável criam condições ambientais muito peculiares que devem ser consideradas para a caracterização dos tipos de habitats. O mais famoso macrohabitat desse subsistema são os manguezais representados pelas espécies *Avicennia germinans*, *A. schaueriana*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora harrisonii*, *R. mangle*, e *R. racemosa* (LACERDA et al. 2002). A fauna dessas AUs tem seus ciclos de vida totalmente adaptados a ambientes eurialinos, com adaptações específicas para eliminação do sal.

Na área de transição entre terra firme e os manguezais, encontra-se uma faixa de marismas tropicais. São áreas hipersalinas inundadas somente durante as sizígias (feição apicum) ou de inundação intermediária entre sizígias e quadratura (salgados), cobertas por vegetação herbácea adaptada à hipersalinidade, com espécies como *Sesuvium portulacastrum*, *Sporobulus virginicus* e *Salicornia virginica* e por poucos exemplares de mangue preto (*Avicennia* spp.) (DIAS-BRITO et al. 1982). Essas áreas são ameaçadas pelo uso e ocupação inadequados.

Muitas lagoas nas restingas secam completamente durante a época seca, o que se faz notar no ciclo de nutrientes, devido à oxidação nos sedimentos quando ocorre a seca total do lago. Isto também tem um grande impacto para a biodiversidade, que se restringe a organismos que renascem de propágulos dos sedimentos e de imigrantes pelo ar e pela terra.

Por causa do relevo plano da paisagem, o impacto da maré afeta as AUs ao longo de amplas áreas nos cursos inferiores dos rios e, em alguns casos, influencia regiões até 100 km rio acima. Nestes casos, a ATTZ inundada por água doce fica sujeita a um pulso de maré que bloqueia a saída da água do rio, propagando-se rio acima. Nestas áreas, a composição da vegetação pode mudar, e a diversidade de espécies pode variar progressivamente. Não existem, porém, estudos pormenorizados sobre o impacto na vegetação do pulso polimodal previsível da água doce provocado pelo barramento da maré alta.

5.2.1.2 AUs costeiras com nível da água relativamente estável (Subsistema 1.2)

Nessa categoria, podemos incluir aqueles ambientes aquáticos costeiros lênticos com características mais permanentes de sua massa de água no decorrer do ciclo sazonal, por terem uma fonte de água que os alimenta. Trata-se, geralmente, de um curso de água que é represado em sua foz. Isso frequentemente dá origem a ambientes perpendiculares na linha da costa, com profundidades máximas em torno de 3 m e águas húmicas. Essas características podem variar um pouco em função do regime local de precipitação ao longo do ano e também do nível de interação com o mar, alterando, principalmente, os níveis de salinidade por meio da salsugem, ressacas e cunha salina. Esses fenômenos podem resultar em gradientes horizontais e verticais de salinidade nesses ambientes, que podem chegar a características salobras.

O conjunto dessas características determina as propriedades químicas desses ambientes e os organismos que os habitam. Assim, é frequente uma ampla e diversificada cobertura de macrófitas aquáticas, maior diversidade de peixes e outras comunidades aquáticas. Esses ambientes podem passar por situações extremas eventuais decorrentes do rompimento da barra de areia (naturalmente ou por ação antrópica). Quando isso ocorre, maior parte da água escoar para o mar e a água marinha entra na lagoa, elevando a salinidade desta, promovendo a substituição de organismos e grande mortalidade da vegetação. Com o restabelecimento da barra e o progressivo preenchimento por água doce proveniente da bacia de drenagem, o ambiente retorna para suas condições originais.

Macrohabitats do Subsistema 1.2

Macrohabitat: Matas permanentemente alagadas

Nessa categoria estão incluídas as AUs nas quais o solo apresenta inundação permanente, rasa (10-15cm de água), com pouca variação de profundidade ao longo do ano, causada pelo afloramento do lençol freático. São matas frequentemente descritas como manchas de vegetação arbórea pouco densa, dominadas por *Tabebuia cassinoides* que atingem altura máxima de cerca de 10-15 m, e por ocorrência de outras plantas tolerantes a esse regime hídrico, como, por exemplo, *Rapanea umbellata*, *Tibouchina trichopoda*, *Alchornia triplinervia* (ARAÚJO et al., 1998). A base das árvores acumula serrapilheira e solo de maneira

a formar pequenas ilhas não inundadas, onde é comum encontrar plantas aquáticas flutuantes, como *Salvinia* spp.

Macrohabitat: Áreas permanentemente alagadas/encharcadas (brejos, banhados), cobertas com plantas herbáceas

Nessa categoria, podem ser incluídas extensas áreas costeiras que se apresentam sempre inundadas ou encharcadas, com lâminas de água de profundidade variável ou solo encharcado. Regionalmente, esses ambientes recebem diferentes denominações dentre as quais brejo e banhado são as mais difundidas. Mas também podem ser denominadas de pantanais ao longo da costa, como no sul da Bahia, em Sergipe, Alagoas e Rio de Janeiro, onde essa denominação já era usada há muito tempo, como evidenciado por Lamego (1974). Nessas áreas, ocorre vegetação herbácea brejosa, variando de espécies aquáticas até aquelas que podem ser denominadas de anfíbias, cuja ocorrência vai depender da condição de maior ou menor alagamento em profundidade e duração.

5.2.1.3. AU separadas do mar com nível de água variável (Subsistema 1.3)

Exemplos para macrohabitats do subsistema 1.3:

Macrohabitat: Matas periodicamente alagáveis

Essas AUs ocorrem nas depressões entre os cordões arenosos da restinga, quando ocorre o afloramento do lençol freático na época chuvosa. Nesse período, o solo superficial apresenta grande quantidade de serrapilheira e sub superficialmente o acúmulo de matéria orgânica em decomposição, com espessura que pode ser maior que 1m. A mata apresenta dossel com cerca de 20m, com grande presença de *Tabebuia cassinoides*, e o estrato superior dominado por *Tapirira guianensis*, *Symphonia globulifera*, *Andira fraxinifolia* e *Calophyllum brasiliense* (ARAÚJO et al. 1998).

Macrohabitat: Lagoas ou poças temporárias

Nessa categoria, estão incluídos aqueles ambientes lênticos que apresentam grande variação da quantidade de água os quais, geralmente, enchem no período chuvoso e secam no período de seca. Destes, os mais famosos são os *Lençóis Maranhenses*, com centenas de lagoas de diversos tamanhos. Suas características físicas, químicas e biológicas são muito variáveis e compreendem desde poças até ambientes maiores reconhecidos como lagoas. Nesses ambientes, a água pode variar de doce até hipersalina, e a presença de compostos húmicos apresenta um amplo gradiente, podendo ser determinadas concentrações de COD de até 150 mg/l. Esses ambientes têm profundidade em torno de 1 m, podem ocorrer junto ao mar, logo após a primeira duna ou entre estas, podendo ainda estar dispersos formando poças nas partes mais baixas da restinga como um todo.

5.2.2 AUs interiores (Sistema 2)

As AUs interiores contêm 2 subsistemas, 3 ordens, 2 subordens, e 10 classes. O número de subclasses e macrohabitats ainda não foi definido, porque as classes contêm AUs muito grandes que cobrem milhares de quilômetros quadrados. Logo, muitas dessas AUs ainda não foram estudadas e classificadas de forma sistemática. A presente classificação mostra uma diferenciação maior das AUs interiores, que são subdivididas em ordens, subordens e classes, o que não ocorre nas AUs costeiras devido à maior extensão das AUs interiores, que representam pelo menos 90% das AUs brasileiras. Além disso, a variabilidade em termos hidrológicos e vegetacionais das AUs interiores é muito maior.

5.2.2.1 AUs interiores com um nível da água relativamente estável (Subsistema 2.1)

O subsistema 2.1, estruturado de forma relativamente simples, inclui 4 subclasses: (1) áreas florestadas pantanosas (pântanos de palmeiras, e.g., *buritizais*, *carnaubais*, pântanos dominados por espécies arbóreas), (2) áreas pantanosas com vegetação mista (veredas), (3) áreas pantanosas de plantas herbáceas, e (4) áreas saturadas de água nos tepuís de Roraima e em outras regiões montanhosas.

Subclasse “áreas florestadas pantanosas”

Macrohabitat buritizais

Nos biomas Amazônia e Cerrado, buritizais se estabelecem em sistemas permanentemente alagados e/ou saturados por água. A planta mais característica e indicadora para estas áreas pantanosas é a palmeira *Mauritia flexuosa* L. f. (buriti), pois essa espécie tolera inundações permanentes rasas, quando a oscilação do nível de água superficial é relativamente pequena. Isso pode ser atribuído à formação de um extenso sistema radicular perto da superfície do substrato, muitas vezes associado à formação de raízes pneumatóforos que raramente ultrapassam 20 cm de altura. As plantas associadas ao buriti são majoritariamente herbáceas semiaquáticas em áreas de savana e arbóreas altamente tolerantes a hipóxia e anóxia em áreas florestadas.

Ainda não se sabe a área total da cobertura dos buritizais na Amazônia brasileira, mas as estimativas variam entre 55.000 a >100.000 km² (Ruokolainen et al. 2001, Junk 2002). A falta de conhecimento sobre essas áreas pode ser atrelada aos seguintes fatores: (1) a baixa densidade e/ou ausência total de população humana, (2) a dificuldade de acesso a essas áreas tanto por via fluvial quanto por via terrestre, (3) a grande distância dessas áreas até os mercados, e (4) a concentração de estudos científicos em áreas com alta biodiversidade, resultando na escassez de estudos em sistemas com baixa e/ou moderada biodiversidade.

Caracterizados por uma ampla variação de fatores ambientais e vários tipos de vegetação, os buritizais podem ter origem diferenciada. Depressões permanentemente alagadas e/ou saturadas por água podem ter origem fluvial em antigos canais e meandros de rio que perderam a conectividade hidrológica (Buritizal tipo I em cima de formação quaternária). Frequentemente, esse tipo de buritizal é acompanhado pela formação de turfeiras que pode alcançar vários metros de profundidade (HOUSEHOLDER et al. 2012). Isso pode estar relacionado à relativamente alta produção primária da vegetação nessas áreas, que, por sua vez, se explica pelo substrato aluvial original rico em nutrientes e à anóxia da inundação permanente que reduzem a decomposição do material orgânico.

Outro tipo de depressão permanentemente alagada com extensos buritizais se forma em regiões interfluviais e/ou na cabeceira de pequenos cursos de água de terra firme, causado pelo micro-relevo ou por origem tectônica (Buritizal tipo 2 em cima de formação terciária). Na Amazônia, esse tipo de buritizal é frequente no extremo Norte, na transição com as savanas de

Roraima adjacentes (Norte do Rio Negro). Alimentado por sedimentos pré-cambrianos do bloco de Pacaraima (Monte Roraima – Escudo da Guiana), esse tipo de buritizal é extremamente pobre em nutrientes, e o substrato consiste, em sua maioria, de areia branca. A sazonalidade pluviométrica nas áreas de savana e no Norte da Amazônia causa pequenas flutuações no nível de água nesses buritizais. A produção primária da vegetação é relativamente baixa, e a formação de turfeira rara e/ou restrita a poucos centímetros de profundidade.

Em áreas de savana, predominam plantas herbáceas semi-aquáticas (especialmente Cyperaceae) e *M. flexuosa*. Quando a água é clara, frequentemente se desenvolve uma flora subaquática. Esta é ausente nos buritizais de extensões pequenas ao longo de igarapés de terra firme. Finalmente, vale lembrar que as ações antrópicas, como a construção de estradas e diques, podem favorecer o desenvolvimento de buritizais pela criação de áreas pantanosas.

Embora a flora dos buritizais ainda seja pouco estudada, mostra similaridade florística com as savanas e florestas Amazônicas em cima de areia branca (‘white-sand forests’). Assim, muitos gêneros de campina, campinarana e igapó podem ser encontrados em buritizais.

Carnaubais

Típicas da região semiárida do Nordeste brasileiro, as carnaubais são comunidades da palmeira *Copernicia prunifera*, que crescem em áreas mal drenadas, periodicamente inundadas ou encharcadas e salinizadas.

Subclasse “áreas pantanosas de plantas herbáceas”

Essa subclasse, localmente também chamada de brejo, alagado, alagadiço, charco, banhado, pântano e tremedal, tem o nome oficial adotado pelo IBGE de “comunidades aluviais”. Como essas áreas pantanosas de plantas herbáceas ocorrem em terrenos de pouca inclinação, retardam ou impedem o escoamento das águas em solos impermeáveis ou nos quais a rocha-mãe se localiza logo abaixo de uma fina camada de solos, impedindo ou dificultando a infiltração de água. Elas têm um núcleo permanentemente úmido e uma zona no entorno que pode se expandir ou retrair de acordo com o regime de chuvas.

Macrohabitats “taboal, pirizal e de lírios-do-brejo”

Nessa unidade, diferenciamos três macrohabitats de acordo com a vegetação predominante: a) de grandes ervas fixas no fundo, tais como a taboa (*Typha domingensis*), b) o piri (*Cyperus giganteus*) e c) os lírios-do-brejo (*Hedychium coronarium*), sendo esta última uma neófita introduzida da Ásia. Outras espécies herbáceas podem ser associadas a estas formações, e.g. as salsas-do-brejo (*Jussiaea* spp.). Trata-se de áreas pouco estudadas, e as poucas informações disponíveis são encontradas somente em relatórios técnicos de baixa circulação pública.

Subclasse “áreas pantanosas com vegetação mista”

Macrohabitat “veredas”

A vereda, tipo de ecossistema do Bioma cerrado, localiza-se em depressões abertas, rasas e alongadas, com vertentes suaves e fundos planos, que funcionam como bacias coletoras das águas absorvidas pelos platôs adjacentes (GUIMARÃES et al. 2002). A ocorrência desses ambientes está condicionada ao afloramento do lençol freático decorrente, entre outros fatores, da alternância de camadas do solo de permeabilidade diferente, em áreas sedimentares do Terciário (CARVALHO 1991, RIBEIRO e WALTER 1998).

Carvalho (1991) ressalta que as veredas apresentam quatro estágios de desenvolvimento: no estágio um, a área de nascente é ocupada por densa vegetação herbácea, com predomínio de espécies graminóides e buritis jovens. No segundo estágio, além da vegetação herbácea, surgem os primeiros arbustos, subarbustos e plantas vasculares sem sementes. No terceiro estágio, surgem as primeiras trepadeiras e algumas espécies arbóreas começam a se estabelecer ao longo do canal de drenagem; finalmente, no quarto estágio, com o canal de drenagem mais profundo, se desenvolve uma mata de galeria.

Os ambientes de veredas podem ser separados em três partes do centro à borda: 1) zona central, que fica sempre alagada, com solo permanentemente saturado com água e essencialmente orgânico; 2) zona do meio, parcialmente alagada durante determinado período do ano, com solo mais escuro; 3) zona de borda, em contato com a vegetação do entorno (cerrado s.l.), com solos mais claros e com melhor drenagem (EMBRAPA 1982; ALMEIDA et al. 1983; ARAÚJO et al. 2002).

As espécies encontradas nessas formações são representantes comuns de famílias típicas de veredas citadas por Ribeiro e Walter (1998), como Poaceae e Cyperaceae, Xyridaceae e Melastomataceae. A essa formação, Magalhães (1966) inclui ainda Droseraceae, Eriocaulaceae, Rapateaceae, Lentibulariaceae e Orchidaceae. Em estágios mais avançados, nas formações de mata, podem ser encontradas espécies arbóreas características da mata de galeria do cerrado.

5.2.2.2 AUs interiores sujeitas a níveis de água flutuantes (Subsistema 2.2)

Do ponto de vista dos aspectos hidrológicos, esse subsistema é o mais diversificado e representa a grande maioria das AUs interiores brasileiras. Ele inclui três ordens de acordo com o padrão de inundação: pulso monomodal previsível (ordem 2.2.1), pulso polimodal imprevisível (ordem 2.2.2) e pulso plurianual de curta duração (ordem 2.2.3). A ordem do pulso monomodal previsível é separada em duas subordens: monomodal com amplitude alta (subordem 2.2.2.1) com três classes e monomodal com amplitude baixa (subordem 2.2.2.2) com sete classes. A esse respeito, deve ser levado em consideração que as classes contêm AUs extremamente complexas, que cobrem dezenas de milhares de quilômetros quadrados.

O atual nível de conhecimento a respeito dessas AUs somente foi pormenorizado na elaboração de uma classificação dos macrohabitats da classe do Pantanal mato-grossense (NUNES DA CUNHA e JUNK 2011 a, e capítulo 2 neste volume) e da classe das várzeas do Solimões/Amazonas (JUNK et al 2012 e capítulo 3 neste volume). As classificações dos habitats das classes dos Igapós Amazônicos e das AUs dos Rios Paraná, Araguaia e Guaporé estão sendo elaboradas.

A inundação pode ser provocada pelo transbordamento dos córregos e rios, pelo excesso de água de chuva ou pela oscilação do lençol freático superficial. O hidrograma de um rio é representado em função da sua ordem. Os rios de ordens inferiores mostram um hidrograma irregular, fortemente influenciado pelas chuvas locais. Com o crescente tamanho dos rios, indicado pela ordem crescente do rio e seus afluentes, o hidrograma fica mais regular, sendo os hidrogramas dos rios de ordens muito altas os mais regulares. Muitos rios de ordem superior a 5 mostram um pulso monomodal, com uma marcada fase de enchente/cheia e outra de vazante/seca. As AUs ligadas aos rios são influenciadas pela amplitude, duração e frequência de seus pulsos hidrológicos.

A inundação, devido ao o excesso de precipitação e à oscilação do lençol freático, afeta grandes áreas no Brasil, por causa da sazonalidade pronunciada das chuvas. Durante a época chuvosa, muitas áreas são inundadas por água rasa ou encharcadas pela subida do lençol freático, e, durante a seca, essas áreas podem secar completamente. Se as áreas são suficientemente grandes, o pulso é monomodal e previsível, a nas áreas pequenas, é polimodal e imprevisível, porque cada chuva torrencial inunda a área e depois de poucas semanas sem chuva, ela seca.

5.2.2.2.1 AUs interiores sujeitas a um pulso monomodal, previsível e de longa duração (Ordem 2.2.1)

A zona de transição aquática terrestre (*Aquatic Terrestrial Transition Zone, ATTZ*) dessas AUs alterna anualmente entre uma fase terrestre e outra aquática cuja duração é medida em meses. A perturbação marcante gerada por essa dinâmica leva os organismos aquáticos e terrestres a várias adaptações, que lhes permitem também aproveitar o excesso de recursos e habitats adicionais, aumentando a disponibilidade de itens alimentares, e abrigos contra predadores.

Estudos têm demonstrado que a produção pesqueira é maior depois de grandes inundações do que após pequenas inundações (WELCOMME 1979). Nessas ocasiões, o diâmetro das árvores nas AUs amazônicas aumenta com a ampliação da fase seca (SCHÖNGART et al. 2004), enquanto no Pantanal *Vochysia divergens* tem incremento cambial relacionado com o período da cheia (FORTES 2006). Dessa forma, a previsibilidade do pulso favorece o desenvolvimento de estratégias de sobrevivência. Na Amazônia e no Pantanal, o desenvolvimento de adaptações e/ ou estratégias de sobrevivência foi destacado, entre outros, para plantas herbáceas (JUNK e PIEDADE 1997, REBELLATO et al. 2012), árvores (JUNK 1989, JUNK et al. 2010, NUNES DA CUNHA e JUNK 2001, HAASE e RÄTSCH 2010, PAROLIN et al. 2010, WITTMANN et al. 2010), invertebrados aquáticos e terrestres (ADIS e MESSNER 1997, ADIS e JUNK 2002, ADIS et al. 2010, MARQUES et al. 2011), peixes (GOULDING 1980, GOULDING et al. 1988, 1996, JUNK et al. 1997, RESENDE 2011), anfíbios e répteis (STRÜSSMANN et al. 2011), pássaros (PETERMANN 1997, 2011), e mamíferos (TOMAS et al. 2011).

O pulso monomodal previsível pode ser de alta ou de baixa amplitude (subordens 2.2.1.1 e 2.2.1.2). A amplitude influencia a pressão hidrostática, a intensidade luminosa e a

concentração de oxigênio dissolvido perto do substrato nos corpos de água. A concentração de oxigênio afeta diretamente as partes submersas, principalmente as raízes das plantas, e a alta amplitude dificulta o transporte de oxigênio a longas distâncias. Dessa forma, em habitats de água profunda, os órgãos respiratórios adicionais, tais como pneumatóforos não são desenvolvidos. A intensidade luminosa é reduzida com a presença de substâncias húmicas coloridas e material em suspensão; essa redução aumenta com a profundidade, levando à eliminação de perifíton e macrofitas aquáticas submersas enraizadas.

5.2.2.2.1.1 AUs sujeitas a um pulso monomodal, previsível, com alta amplitude (subordem 2.2.1.1)

Rios com amplitudes médias máximas acima de 4m são considerados como rios de pulsos altos (Fig. 2, parágrafo 2.1). Muitos rios de ordem superior a 5 mostram um pulso com vários picos durante eventos de chuvas pesadas, porém a curva do fluxo básico (“*base-flow*”) mostra um padrão monomodal, com uma marcada fase de enchente/cheia e outra de vazante/seca.

As AUs, com pulso monomodal previsível e com alta amplitude, incluem as AUs ao longo dos grandes rios diretamente influenciadas pela subida e descida do próprio rio. Elas recebem água, sedimentos e material biológico diretamente desses rios e são largamente influenciadas pelos processos de erosão e deposição/sedimentação dos mesmos.

A vegetação dessas AUs é dominada por florestas. Na Amazônia Central, as florestas são densas, altas e muito ricas em espécies, com alto grau de endemismos (WITTMANN et al. 2010, 2012). Em áreas de Cerrado, essas florestas podem ser menos densas, com maior número de árvores finas e menos diversas por causa do estresse hídrico durante a seca (FELFILI et al 2000).

No contexto desta abordagem, são diferenciadas três classes: Várzeas e Igapós amazônicos e áreas alagáveis do Rio Paraná. Várzeas constituem as áreas alagáveis ao longo dos rios de água branca, a maioria de origem andina e pré-andina; Igapós são as áreas alagáveis ao longo dos rios de água preta e clara (PRANCE 1979, IRMLER 1977, KUBITZKI 1989, JUNK 2000). As diferenças entre Várzeas e Igapós baseiam-se, principalmente, na qualidade dos sedimentos e da água, sendo que as Várzeas são muito mais ricas em nutrientes do que os Igapós. Essas diferenças nutricionais resultam em considerável diversidade nas comunidades de plantas e animais e na produção primária e secundária. As áreas alagáveis do Rio Paraná

diferem das Várzeas e dos Igapós em termos hidroquímicos, provocando diferenças na vegetação baseadas em fatores fitogeográficos. Existe uma ampla literatura sobre essas três classes, resumida em Sioli (1984), Junk (1997), Junk et al. (2000, 2010a, 2011), Goulding et al. (1988), Padoch et al. (1999), entre outros.

5.2.2.2.1.2 AUs sujeitas a um pulso monomodal previsível com baixa amplitude (subordem 2.2.1.2)

Esta subordem inclui 7 classes de AUs. Trata-se (1) das AUs parcialmente florestadas do lado direito e esquerdo do médio Rio Negro, perto da cidade de Barcelos, áreas sujeitas a inundações de longa duração; (2) das savanas hidromórficas edáficas Amazônicas (campinas e campinaranas) distribuídas nos interflúvios dos tributários do Rio Negro e do Solimões/Amazonas (ADENEY 2009, BLEACKLEY e KHAN 1963, FRANCO e DEZZEO 1994), das grandes savanas hidromórficas climáticas; (3) Pantanal mato-grossense; (4) savanas do Rio Araguaia (Ilha do Bananal); (5) as savanas de Roraima (lavrados), (6) as AUs do Rio Guaporé e (7) as outras savanas hidromórficas climáticas, inclusive os campos de murundus no Cerrado, ainda não levantadas (FURLEY 1986; DINIZ DE ARAÚJO NETO et al 1986, PONCE e NUNES DA CUNHA 1993).

Um resumo do conhecimento sobre as AUs de Roraima é apresentado em FERREIRA et al. 2007, no qual o Pantanal Matogrossense é relativamente bem estudado. A sua vegetação é composta de diferentes tipos de florestas inundáveis e não inundáveis, de formações de arbustos (arbustais), de savanas naturais e antrópicas, de campos limpos inundáveis (REBELLATO e NUNES DA CUNHA 2005, ARIEIRA e NUNES DA CUNHA 2006, NUNES DA CUNHA et al. 2007), e dos campos de murundus no Cerrado (RATTER 1980, OLIVEIRA-FILHO e MARTINS 1991). Eles apresentam características vegetacionais similares às daquelas das AUs dos rios Araguaia e Guaporé (JUNK et al. dados não publicados). Nessas pesquisas, as outras classes são pouco estudadas. Campinas e Campinaranas amazônicas contêm comunidades de plantas e animais muito peculiares, com alta taxa de endemismos (ANDERSON 1981, FINE et al. 2006).

As AUs, com pulso monomodal previsível e com baixa amplitude, recebem a água principalmente da chuva. O impacto dos rios conectados limita-se às faixas perto dos leitos e canais principais, onde está depositada também a maior parte da carga sedimentar (JUNK et al. 2012). Os solos são de baixa fertilidade por serem muito antigos e lixiviados. Em algumas áreas,

predominam paleo-sedimentos (e.g. partes interfluviais do Pantanal e do Bananal), ou sedimentos de origem terciária, como os solos arenosos podzólicos amazônicos (ANDERSON 1981, LUIZÃO et al. 2007), em cima de camadas impermeáveis (HORBE et al. (2004). O baixo nível de nutrientes limita a produtividade dessas áreas e seu valor, para o aproveitamento direto do homem, deixando-as altamente vulneráveis ao impacto humano.

Outra característica dessas áreas é sua pequena capacidade de tamponamento hidrológico. Enquanto o pulso de inundação que as influencia pode variar em duração e profundidade, períodos secos prolongados, às vezes plurianuais, podem facilitar o acúmulo de matéria seca, aumentando a frequência de incêndios e, por conseguinte, resultar em mudanças da cobertura vegetal em grande escala, bem como também levar à extinção parcial/localizada de organismos aquáticos. Esses períodos podem ser provocados por ENZO fortes (El Niños) (ADENEY et al. 2009; SOMBROEK 2001) ou, no caso do Pantanal e Ilha do Bananal, pela Oscilação Decadal do Pacífico (DPO) (SCHOENGART, não publicado). A recolonização em épocas mais úmidas depende do banco de propágulos no solo, da mobilidade das espécies e do nível de conexão com os rios maiores.

5.2.2.2 AUs sujeitas a pulsos polimodais imprevisíveis (ordem 2.2.2)

Por causa do tamanho pequeno das respectivas bacias hidrográficas, o nível da água de pequenos rios e córregos é fortemente afetado por chuvas locais. Pulsos de curta duração não previsíveis ocorrem, principalmente, na época chuvosa durante ou logo após chuvas intensas (Fig.3 a, b). Todavia, os impactos desses pulsos para a fauna e flora são ainda pouco estudados. Supomos que a curta duração e a imprevisibilidade dos pulsos dificultam o uso dos recursos das AUs ripárias pela fauna aquática e terrestre. Para diminuir os riscos das oscilações imprevisíveis, estratégias foram descritas por Adis e Junk (2002), por meio da comparação entre AUs de regiões tropicais e temperadas.

Na época chuvosa, as árvores, nas AUs ripárias, têm que superar longos períodos de encharcamento do solo, porém a amplitude de inundação é baixa. Em AUs ripárias, espécies arbóreas terrestres podem se adaptar às condições de inundação periódica e depois ocupar progressivamente os habitats de inundações elevadas nas AUs de pulsos de longa duração, como postulado por Wittmann et al. (2010).

Existem muitos estudos sobre a vegetação ripária dos riachos e pequenos rios do Cerrado (e.g., VELOSO et al. 1991, IBGE 1992, RODRIGUES e LEITÃO FILHO 2004,

FELFILI e SILVA JUNIOR 1992, FEFILI et al 1994, FEFILI 1995, FEFILI et al 2000), mas muito poucos sobre aqueles das florestas de terra firme amazônica, da Mata Atlântica, e os córregos de primeira ordem no Cerrado e nos Campo de altitude. Essa falha afeta seriamente a discussão sobre os aspectos fitogeográficos (WITTMANN 2012), os ciclos biogeoquímicos, a diversidade de espécies e a importância da Floresta Amazônica para o clima global, porque os estudos não diferenciam entre matas ripárias crescendo em solos permanentemente ou periodicamente encharcados ou inundados, e matas crescendo em solos secos.

Rios de baixa ordem fluvial diferem consideravelmente a respeito dos parâmetros físicos e químicos de sua água. Eles são bons indicadores da composição química dos solos das suas bacias hidrográficas e de sua cobertura vegetal. A grande maioria deles é pobre em nutrientes e tem água transparente com coloração esverdeada ou marrom (FURCH e JUNK 1980, FURCH 1986). Se a vegetação da bacia hidrográfica for seriamente perturbada por meio de práticas agropecuárias, por exemplo, a água fica turva temporariamente, por causa do aumento da introdução de material erodido. Isso cria sérios problemas devido ao assoreamento dos microhabitats dos organismos aquáticos e terrestres e comprometimento da alimentação dos filtradores, reduzindo, dessa forma, a biodiversidade aquática e terrestre (WANTZEN 1998).

5.2.2.2.3 AUs sujeitas a pulsos plurianuais de curta duração (ordem 2.2.3)

Essas AUs são de pequeno porte e ocorrem apenas no semiárido brasileiro. Somente em anos de alta precipitação, as depressões enchem de água por um período suficientemente longo, permitindo o desenvolvimento de uma flora e fauna típicas de uma AU. Apesar do seu tamanho pequeno e sua vida efêmera, essas AUs, de suma importância para a manutenção da biodiversidade no semiárido, são fortemente ameaçadas, porque o acúmulo da umidade no solo as torna muito atraentes para a agricultura e pecuária. Assim, a sua proteção necessita de ser tratada com alta prioridade. Como não existem levantamentos dessas áreas, há poucos estudos sobre sua ecologia.

5.2.3 AUs antropogênicas (sistema 3)

AUs antropogênicas aqui abordadas são o resultado de diferentes tipos de ação ou intervenção humana. Incluídas na convenção de Ramsar, essas AUs sofrem e geram impactos

tanto positivos quanto negativos, sejam estes de natureza ambiental ou socioeconômica. Servem como abrigo e pouso em rotas migratórias, mas também têm sua dinâmica controlada por ações humanas e, portanto, sua contribuição para a diversidade biológica passa a ser consequência de sua utilidade aos interesses da sociedade. Eventualmente, tais áreas são criadas com a função de proteção e conservação, mas não se trata de uma regra generalizável.

Assim, caixas/tanques de empréstimo e pequenos represamentos ao longo de estradas podem corresponder a pequenos reservatórios naturais de água com pulsos de água polimodais imprevisíveis, contendo muitas espécies aquáticas com ciclos de vida com estivação, ou imigrantes via terra ou ar, tais como anfíbios e insetos aquáticos. Por outro lado, as AUs, ao longo das represas hidrelétricas, se comportam como áreas periodicamente alagadas, porém sujeitas a pulsos antropogênicos, que são irregulares e imprevisíveis, como resultado da necessidade de fornecimento de energia elétrica. Essas AUs produzem matéria orgânica e liberam CO₂ e metano, que têm que ser considerados no balanço dos gases de efeito estufa (FEARNSIDE 1995).

Estações de aquicultura e plantações de arroz irrigado são sistemas de produção intensiva que necessitam adubo e/ou agroquímicos para seu funcionamento. Parte da água desses sistemas com resíduos químicos volta para os rios em conexão e pode afetar a sua flora e fauna, inclusive a saúde da população humana que vive rio abaixo. Estações de piscicultura operam frequentemente com espécies exóticas ou espécies geneticamente modificadas, criando riscos para a ictiofauna nativa, quando elas escapam dos tanques. Processos de eutrofização oriundos de super-fertilização de estações de piscicultura não são raros. Existe também o perigo da introdução de doenças infecciosas e parasitárias, como tem sido reportada na literatura as ocorrências em diversas formas de aquicultura. Estes ambientes necessitam, portanto, de regulamentação própria, visando maximizar seus benefícios e minimizar seus impactos potenciais à biodiversidade nativa.

6. Conclusões e Recomendações para a Elaboração de Novas Diretrizes para a Proteção e o Manejo Sustentável das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras

Apesar de AUs cobrirem cerca de 20% do território brasileiro, elas não são consideradas na legislação pertinente do país, deixando uma grande parcela do território nacional sem cobertura legal adequada. Os autores deste documento agregaram as informações consideradas fundamentais sobre as AUs brasileiras, como subsídios para fechar esta lacuna,

de forma a elaborar uma legislação nacional específica para esses ambientes. Como pré-requisitos essenciais, foram formulados os parâmetros para as definições das AUs e de seus delineamentos, que nortearam a formulação das próprias definições. Além disso, juntaram-se as informações sobre as AUs brasileiras que serviram para a elaboração de uma classificação hierárquica baseada em parâmetros hidrológicos e botânicos, dando ênfase às espécies e comunidades de plantas superiores. As definições das AUs, bem como seu delineamento e classificação levam em consideração as peculiaridades hidrológicas e ecológicas específicas do Brasil.

- Considerando que o Brasil é membro signatário da Convenção Internacional sobre Áreas Úmidas de RAMSAR;
- Considerando a grande extensão das AUs no Brasil, e sua distribuição em todos os biomas brasileiros;
- Considerando as suas peculiaridades ecológicas específicas, que as diferenciam dos ecossistemas terrestres e aquáticos;
- Considerando a sua grande importância para a manutenção da biodiversidade nacional, assim como de processos migratórios intra- e transcontinentais;
- Considerando o seu papel fundamental na regulação dos ciclos hidrológicos e nos balanços de gases de efeito estufa;
- Considerando a importância de algumas AUs como lar de populações tradicionais e minorias étnicas;
- Considerando sua importância como fonte de alimento, recreação, turismo e lazer;
- Considerando ainda seus múltiplos valores comerciais e não comerciais para a sociedade e o meio ambiente;
- Considerando que várias AUs são categorizadas como Patrimônio Nacional pela constituição de 1988;
- Considerando que as AUs são reconhecidas, mas não especificamente protegidas como um importante componente para a efetiva implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos;
- Considerando que as AUs brasileiras, a despeito de toda a sua importância ecológica, econômica, social e cultural, vêm sendo ameaçadas quanto à sua estrutura e função em razão das inúmeras intervenções antrópicas;

- Considerando que as AUs brasileiras não têm sido tratadas pelos órgãos e entidades competentes como prioritárias para as ações de proteção e gestão, carecendo de maior clareza quando à sua definição e delineamento;
- Considerando que a gestão das AUs brasileiras é subordinada a diversos órgãos reguladores, carecendo, assim, de uma base legal adequada, uniformemente hierarquizada e moderna, que possa garantir seu manejo sustentável com base no conhecimento científico existente,

Propõe-se:

1. Adotar a definição de AUs adaptada às condições brasileiras, como proposto neste documento.
2. Adotar a definição para o delineamento das AUs, como proposto neste documento.
3. Reconhecer as AUs na Constituição da República por meio de uma lei específica de acordo com as definições propostas nos tópicos precedentes, como uma classe de ecossistemas específicos nacionais na área de recursos hídricos, de suma importância econômica, social e ecológica.
4. Regulamentar, em nível Federal, o manejo e a proteção das AUs, servindo de base para legislações nas esferas Estadual e Municipal, com a devida articulação política e institucional com os outros sistemas de gerenciamento ambiental existentes.
5. Efetivar a ação cooperativa entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios, referente às ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum em respeito à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora de maneira que os Estados e Municípios venham a:
 - A) Delinear as suas AUs de acordo com a definição oferecida acima;
 - B) Classificar as AUs de acordo com a classificação oferecida acima;
 - C) Determinar o grau de integridade ecológica das AUs sob sua responsabilidade;
 - D) Elaborar planos para seu uso sustentável e sua proteção, incluindo a sua biodiversidade e, se for necessário, para sua recuperação;
 - E) Elaborar uma legislação eficiente para transformar em ações práticas os respectivos planos de manejo sustentável, proteção e recuperação das AUs dos diferentes estados;

- F) Designar os órgãos e entidades nas diferentes esferas públicas, para garantir a implementação eficiente desta legislação e controlar os seus efeitos tanto na seara preventiva, como na repressiva;
- G) Utilizar o conhecimento científico disponível pelos especialistas reconhecidamente renomados e experts no tema, para a edição da lei ou procedimentos de controle.

Referências Bibliográficas

ADENEY, J.M.; CHRISTENSEN JR., N.L.; PIMM, S.L. (2009): Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. **PLoS ONE** 4(4): e5014. <doi:10.1371/journal.pone.0005014>

ADENEY, J.M. (2009): **Remote sensing of fire, flooding and white sand ecosystems in the Amazon**. Doctoral Dissertation; Nicholas School of the Environment, Duke University, Durham NC, U.S.A.

ADIS, J. (1997). Terrestrial invertebrates: survival strategies, group spectrum, dominance and activity patterns. In: JUNK, W.J. (Ed.). **The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system**. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Ecological Studies 126: 299-317.

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.; MESSNER, B. (1997). Adaptations to life under water: tiger beetles and millipedes. In: JUNK, W.J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System**. Ecological Studies, Vol 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 319-330.

ADIS, J.; ERWIN, T.L.; BATTIROLA, L.D.; KETELHUT, S.M. (2010). The importance of Amazonian floodplain forests for animal biodiversity: beetles in canopies of floodplain and upland forests. In: JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Eds.). **Amazon floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 313-325.

ALMEIDA, J.R.; BARUQUI, F.M.; BARUQUI, A.M.; MOTTA, P.E.F. (1983). Principais solos de várzeas do Estado de Minas Gerais e suas potencialidades agrícolas. **Informe Agropecuário**, 9: 70-78.

ANDERSON, A.B. (1981). White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. **Biotropica** **13**:199-210.

ARAÚJO, G.M.; BARBOSA, A.A.A.; ARANTES, A. A.; AMARAL, A.F. (2002). Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **25**, (4): 475-493.

ARAÚJO, D.S.D.; SCARANO, F.R.; SÁ, C.F.C.; KURTZ, B.C.; ZALUAR, H.L.T.; MONTEZUMA, R.C.M.; OLIVEIRA, R.C. (1998). Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. In: ESTEVES, F.A. (Ed.): **Ecologia das Lagoas Costeiras**. NUPEM/UFRJ: 40-62.

ARIEIRA, J.; NUNES DA CUNHA, C. (2006). Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil.- **Acta Bot. Bras.**, **20**(3): 569-580.

BLEACKLEY, D.; KHAN, E.J.A. (1963). Observations on the white-sand areas of theBerbice formation, British Guiana. **European Journal of Soil Science**, **14**: 44-51.

BODMER, R. (1990). Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). **Journal of Zoology**, **222**: 121-128.

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, DF.

BRASIL (2009). Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução CNRH n. 99, de 26 de março de 2009**. Aprova o Detalhamento Operativo dos Programas VIII, X, XI e XII do Plano Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF.

BRASIL (2011): Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Câmara Técnica do Plano Nacional de Recursos Hídricos. **Plano Nacional de Recursos Hídricos: Prioridades 2012-2015**. Brasília, DF.

BRASIL (2012): **National report on the implementation of the Ramsar Convention on Wetlands**. National report to be submitted on the 11th Meeting of the Conference of the Contracting Parties, Romania, June 2012.

BRIGHTSMITH, D.; BRAVO, A. (2005). Ecology and management of nesting blue-and-yellow macaws (*Ara ararauna*) in *Mauritia* palm swamps. **Biodiversity and Conservation**, **15**: 4271-4287.

BRINSON, M.M.; MALVÁREZ, A.I. (2002). Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. **Environmental Conservation**, **29**(2): 115-133.

CARVALHO, P.G.S. (1991). As Veredas e sua Importância no Domínio dos Cerrados. **Informe Agropecuário**, **168**: 47-54.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, **387**: 253-260.

COWARDIN, I.M.; CARTER, V.; GOLET, F.C.; LAROE, E.T. (1979). **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.: 131 pp

DARWALL, W.; SMITH, K.; ALLEN, D.; SEDDON, M.; MCGREGOR REID, G.; CLAUSNITZER, V.; KALKMAN, V. (2008). Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat. In: VIÉ, J.-C.; HILTON-TYLOR, C.; STUART, S.N. (Eds.): **The 2008 review of the IUCN Red List of threatened species**. IUCN, Gland, Switzerland.

DINIZ DE ARAÚJO NETO, M.; FURLEY, P. A.; HARIDASAN, M.; JOHNSON, C. E. (1986). The murundus of the cerrado region of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, **2**: 17-35.

DIEGUES, A.C.S. (1994). **An inventory of Brazilian wetlands**. IUCN – The World Conservation Union, Gland, Switzerland: 216 pp.

DIEGUES, A.C.S. (2002). **Povos e Águas**. Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras, 2a. ed., São Paulo, Brazil: 597 pp.

DRAGO, E.C.; WANTZEN, K.M.; PAIRA, A.R. (2008). The Lower Paraguay river-floodplain habitats in the context of the Fluvial Hydrosystem Approach. **Ecogidrology e Hydrobiology**, **8**(1): 49-66.

EITEN, G. (1983). **Classificação da vegetação do Brasil**. CNPq, Brasília, Brazil: 305p.

EMBRAPA (1982). **Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do Triângulo Mineiro**. Serviço nacional de levantamento e conservação de solos. Epamig – DRNR, Rio de Janeiro.

FEARNSIDE, P.M. (1995). Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of "greenhouse gases". **Environmental Conservation** 22: 7-19.

FELFILI, J.M. (1994). Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream. **Revista Brasileira de Botânica**, 17(1): 1-11,

FELFILI, J.M. (1995). Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in Central Brazil. **Vegetatio**, 117: 1-15,

FELFILI, J.M.; SILVA JUNIOR, M.C. (1992). Floristics composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forest at Fazenda Água Limpa. In: FURLEY, P.A.; PROCTOR, J.; RATTER, J.A. (Eds.). **Nature and Dynamics of Forest/Savanas Boundaries**. 1ed. London, Chapman and Hall: 393-415.

FERREIRA, E.; ZUANON, J.; FORSBERG, B.; GOULDING, M.; BRIGLIA-FERREIRA, S.R. (2007). **Rio Branco: Peixes, ecologia e conservacao de Roraima**. Amazon Conservation Association (ACA), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), Sociedade Civil de Mamirauá.- 200p.

FINE, P.V.A.; MILLER, Z.J.; MESONES, I.; IRAZUZTA, S.; APPEL, H.M.; STEVENS, M..H.H.; SAAKSJARVI, I.; SCHULTZ, L.C.; COLEY, P.D. (2006). The growth-defense trade-off and habitat specialization by plants in Amazonian forests. **Ecology**, 87: 150-162.

FINLAYSON, C.M.; VAN DER VALK, A.G. (1995). Wetland classification and inventory: A summary. **Vegetatio**, 118: 185-192.

FRANCO, W.; DEZZEO, N. (1994). Soils and soil-water regime in the terra-firme-caatinga forest complex near San Carlos de Rio Negro, state of Amazonas, Venezuela. **Interciencia**, 19: 305-316.

FURCH, K.; JUNK, W.J. (1980). Water chemistry and macrophytes of creeks and rivers in Southern Amazonia and the Central Brazilian shield. In: Furtado, J.I. (Ed.). **Tropical Ecology and Development part 2: The International Society of Tropical Ecology**, Kuala Lumpur: 771-796.

FURCH, K. (1986): Hydrogeochemistry of Amazonian freshwater along the Transamazônica in Brazil. **Zbl. Geol. Paläont.**, 1(9/10): 1485-1493.

FURLEY, P.A. (1986). Classification and distribution of murundus in the cerrado of central Brazil. **Journal of Biogeography**, 13: 265-268.

GOPAL, B.; SAH, M. (1995). Inventory and classification of wetlands in India. **Vegetatio**, 118: 39-48.

GOPAL, B.; JUNK, W.J.; DAVIS, J.A. (Eds.) (2000): **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Vol. 1 e 2.** Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

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.

GOULDING, M. (1980). **The fishes and the forest: Explorations in Amazonia natural history.** California University Press. Berkeley: 280pp.

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.G. (1988). **Rio Negro: Rich life in poor water.** SPB Academic Publishing bv: The Hague, The Netherlands: 200p

GUIMARÃES, A.J.M.; ARAÚJO, G.M.D.E.; CORRÊA, G.F. (2002). Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. **Acta Botânica Brasílica** 16(3): 317-329.

HAASE, K.; RÄTSCH, G. (2010). The morphology and anatomy of tree roots and their aeration strategies. In: JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (eds.): **Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management.** Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 141-161.

HAMILTON, S.K.; SIPPEL, S.J.; MELACK, J.M. (1996). Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. **Archiv für Hydrobiologie**, 137: 1-23.

HAMILTON, S.K.; SIPPEL, S.J.; MELACK, J.M. (2004). Seasonal inundation patterns in two large savanna floodplains of South América: the Llanos de Moxos (Bolivia) and the Llanos del Orinoco (Venezuela and Colombia). **Hydrological Processes**, 2103-2116.

HARDIN, G. (1968). The tragedy of the commons. **Science**, 162: 1243–1248.

HOUSEHOLDER, J.E.; JANOVEC, J.P.; PAGE, S. (2012) Peatlands of the Madre de Dios River of Peru: Distribution, geomorphology, and habitat diversity. **Wetlands**, 32: 359-368.

HIRAOKA, M. (1999). Miriti (*Mauritia flexuosa*) palms and their uses and management among ribeirinhos of the Amazon Estuary. In: PADOCH, C., AYRES, J.M., PINEDO-VASQUEZ, M., e HENDERSON, A. (eds.): **Varzea: Diversity, Development, and Conservation of Amazonia's Whitewater Floodplains**. Advances in Economic Botany 13. New York Botanical Garden Press, New York: 169-186.

HORBE, A.M.C.; HORBE, M.A.; SUGUIO, K. (2004). Tropical spodosols in northeastern Amazonas State, Brazil. **Geoderma**, 119: 55-68.

IBGE (1991). **Manual técnico da vegetação Brasileira**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, serie Manuais Tecnicos em Geociencias, Rio de Janeiro, Brazil: 92p.

IRMLER, U. (1977). Inundation — forest types in the vicinity of Manaus. **Biogeographica**, 8: 17-29.

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.

JUNK, W.J. (1980). Áreas inundáveis - um desafio para limnologia. **Acta Amazonica**, 10(4): 775-795.

JUNK, W.J. (1989). 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, London: 47-64.

JUNK, W.J. (1993). Wetlands of Tropical South America. In: WHIGHAM, D.; HEJNY, S.; DYKYJOVA, D. (Eds). **Wetlands of the world**. Dr. W. Junk Publ, Dordrecht: 679-739.

JUNK, W.J. (Ed.). (1997): **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System. Ecological Studies**. Vol 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 525p.

JUNK, W.J. (2000). Mechanisms for development and maintenance of biodiversity in neotropical floodplains. In: GOPAL, B.; JUNK, W.J.; DAVIS, J.A. (Eds.). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation - Vol. 1**. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 119-139.

JUNK, W.J. (2002). Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. **Environmental Conservation**, 29(4): 414-435.

JUNK, W.J. (2005). Flood Pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. **Proc. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol.**, 29(1): 11-38

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F. (1993). Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. **Amazoniana**, 12(3/4): 467-484.

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: 147-186.

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.; WANTZEN, K.M. (2004). The flood pulse concept: New Aspects, approaches, and applications - an update. In: WELCOME, R.L.; PETR, T. (Eds). **Proceedings of the 2nd International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**, Volume 2. Food and Agriculture Organization e Mekong River Commission. Fao Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Cambodia: 117-149.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain-Systems. **Canadian Special Publications for 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: 385-408.

JUNK, W.J.; OHLY, J.J.; PIEDADE, M.T.F.; SOARES, M.G.M. (2000). **The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable development**. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 584p.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (2010a). **Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York,

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; PAROLIN, P.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. (2010b). Ecophysiology, biodiversity and sustainable management of Central Amazonian floodplain forests: A synthesis. 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 Verlag, Heidelberg, Berlin, New York: 511-540.

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. (2012a). A classification of major natural habitats of Amazonian white water river floodplains (várzeas). **Wetlands Ecology and Management**, **20**(5): 461-475.

JUNK, W.J.; SOUSA JR, P.T.; NUNES DA CUNHA, C.; PIEDADE, M.T.F.; CANDOTTI, E. (2012b). **Inundações catastróficas e deslizamento de barrancos em Minas Gerais e o novo Código florestal**. Jornal da Ciência, SBPC. 02/02/2012.

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.; 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. (2013). Brazilian wetlands: Definition, delineation and classification for research, sustainable management and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments**, **24**(1): 5-22.

KANDUS, P.; MINOTTI, P.; MALVÁREZ, A. I. (2008). Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. **Acta Sci. Biol. Sci.**, **30**(4): 403-409.

KJERFVE, B.; LACERDA L.D. (1993). Mangroves of Brazil. In: LACERDA, L.D. (Ed.): **Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions**. Vol.2 Part I- Latin America. Mangrove Ecosystems Technical Reports ITTO/ISME Project PD114/90 (F). Okinawa, Japan: 245-272.

KUBITZKI, K. (1989). The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. **Plant Systematic and Evolution** **162**:285-304.

LACERDA, L.D. (2001). **Mangrove ecosystems: functions and management**. Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 292pp.

LACERDA, L.D., CONDE, J.E., KJERFVE, ALVAREZ-LEÓN, R., ALARCÓN, C. e POLANÍA, J. (2002). American mangroves. In: LACERDA, L.D. (Ed.). **Mangrove ecosystems: function and management**. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo: 1-62.

LAMEGO, A.R. (1974): **O homem e a restinga**. Rio de Janeiro, Lidador: 306 p.

LOURIVAL, R.; DRECHSLER, M.; WATTS, M.E.; GAME, E.T.; POSSINGHAM, H.P. (2011). Planning for reserve adequacy in dynamic landscapes; maximizing future representation of vegetation communities under flood disturbance in the Pantanal wetland. **Diversity and Distributions**, **17**: 297–310.

LUIZÃO, F.J.; LUIZÃO, R.C.C. e PROCTOR, J. (2007): Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. **Plant Ecology**, **192**: 209-224.

MAGALHÃES, G.M. (1966). Características de alguns tipos florísticos de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Biologia**, **1**: 76-92.

MALTCHIK, L.; COSTA, M.A.J.; DUARTE, M.C.D. (1999). Inventory of Brazilian semiarid shallow lakes. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, **71**: 801-808.

MALTCHIK, L.; COSTA, E.S.; BECKER, C.G.; OLIVEIRA, A E. (2003). Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). **Pesquisas Botânica**, **53**: 89-100.

MALTCHIK, L.; ROLON, A S.; GUADAGNINI, D.L.; STENERT, C. (2004). Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, **16**(2):137-151

MARQUES, M.I.; ADIS, J.; BATTIROLA, L.D.; DOS SANTOS, G.B.; CASTILHO, A.C.C. (2011). Arthropods associated with a forest of *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) palm trees in the Northern Pantanal. 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: 431-468.

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.). **Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 43-59.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). **Ecosystems and human wellbeing: wetlands and water**. Disponível em: <http://www.unep.org/maweb/documents/document.358.aspx.pdf>

MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. (2008). **Wetlands**. John Wiley e Sons Inc., Hoboken, New Jersey: 582pp.

NAVARRO, G.; MALDONADO, M. (2002). **Geografía ecológica de Bolivia: Vegetación y Ambientes Acuáticos**. Centro de Ecología Simón I. Patino, Departamento de Difusión. Cochabamba, Bolivia: 719pp.

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.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. (2001). Distribution of woody plant communities along the flood gradient in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Ecology and Environmental** 27: 63-70.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. (2011a). 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. (2011b). Landscape units of the Pantanal: structure, function and human use. 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: 299-324.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FURLEY, P.A. (1990). Monchão, cocuruto, murundu. **Ciência Hoje**, 61: 30-37.

PADOCH, C. (1988). The economic importance of marketing of forest and fallow products in the Iquitos region. **Advances in Economic Botany**, 5: 74-89.

PADOCH, C.; AYRES, J.M.; PINEDO-VASQUEZ, M.; HENDERSON, A. (1999). **Várzea: diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains**. The New York Botanical Garden Press, New York: 407pp.

PAROLIN, P.; WALDHOF, D.; PIEDADE, M.T.F. (2010). Gas exchange and photosynthesis. In: JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Eds.). **Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 203-222.

PETERMANN, P. (1997). The birds. In: JUNK, W.J. (Ed) **The Central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system**. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, pp 419-452.

PETERMANN, P. (2011). The birds of the Pantanal. 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: 523-564.

PIEADADE, M.T.F.; JUNK, W.J.; SOUSA JR, 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.

PONCE, V.M.; NUNES DA CUNHA, C. (1993). Vegetated eartmounds in tropical savannas of Central Brazil: a synthesis with special reference to the Pantanal do Mato Grosso. **Journal of Biogeography**, 20: 219-225.

POTT, V.J.; POTT, A. (2000). **Plantas Aquáticas do Pantanal**. EMBRAPA, Brasília, Brazil: 404p.

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.

PRANCE, G.T. (1979). Notes on the vegetation of Amazonia. 3. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. **Brittonia**, 31: 26-38.

RASERA, M.F.; BALLESTER, M.V.R.; KRUSCHE, A.V.; SALIMON, C.; MONTEBELO, L.A.; ALIN, S.R.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. (2008). Estimating the surface area of small rivers in the southwestern Amazon and their role in CO₂ outgassing. **Earth Interactions**, 12(6): 1-16.

RATTER, J.A. (1980). **Notes on the vegetation of Fazenda Água Limpa (Brasília, DF, Brazil)**. Edimburg, Royal Botanic Garden: 69p.

REED, B. (1988). **National list of plant species that occur in wetlands: National Summary**. Biol. Rep. 88 (24). US Fish and Wildlife Service, Washington, DC.

REBELLATO, L.; NUNES DA CUNHA, C. (2005). Efeito do "fluxo sazonal mínimo da inundação" sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, 19(4): 789-799.

REBELLATO, L.; NUNES DA CUNHA, C.; FIGUEIRA, J.E.C. (2012). Respostas da comunidade herbácea ao pulso de inundação no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. **Oecologia Australis**, 16(4): 797-818.

RESENDE, E.K. (2011). Ecology of Pantanal fish. 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: 469-496.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. (1998). Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S.; ALMEIDA, S.P. (Eds.): **Cerrado ambiente e flora**. EMBRAPA-CPAC, Brasília: 89-166.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H. DE F. (2004). **Matas ciliares: Conservação, e recuperação**. 2 ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 320pp

ROLON, A.S., HOMEM, H.F., MALTCHIK, L. (2010). Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 22: 133-146.

RUOKOLAINEN, K.; SCHULMAN, L.; TUOMISTO, H. (2001). On Amazonian peatlands. **International Mire Conservation Group Newsletter** 4: 8-10.

SALATI, E.; MARQUES, J. (1984). Climatology of the Amazon region. In: SIOLI, H. (Ed.) **The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Monographiae Biologicae. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 85-126.

SCHNITZLER, A.; HALE, B.W.; ALSUM, E. (2005). Biodiversity of floodplain forests in Europe and eastern North America: a comparative study of the Rhine and Mississippi valleys. **Biodiversity and Conservation**, **14**: 97-117.

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.

SCOTT, D.A.; JONES, T.A. (1995). Classification and inventory of wetlands: A global overview. **Vegetatio**, **118**: 3-16.

SEIDL, A.F.; MORAES, A.S. (2000). Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolandia, Brazil. **Ecological economics**, **33**: 1-6.

SEMENIUK, C.A.; SEMENIUK, V. (1995). A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. **Vegetatio**, **118**: 103-124.

SIOLI, H. (1956). Über Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebiet. **Erdkunde**, **10**(2): 89-109.

SIOLI, H. (1984). **The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Monographiae Biologicae. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 763pp.

SIPPEL, S.J.; HAMILTON, S.K.; MELACK, J.M.; NOVO, E.M.M. (1998). Passive microwave observations of inundation area and the area/stage relation in the Amazon River floodplain.- **Int. J. Remot Sens.** **19**: 3055-3074.

SCBD (2010). **Global biodiversity outlook 3**. Secretariat of the Convention on Biodiversity. Montreal, Canada.

SOMBROEK, W. (2001). Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall - Consequences for the planning of agricultural occupation and the protection of primary forests. **Ambio** **30**(7): 388-396.

SOUSA JR, P.T.; PIEDADE, M.T.F.; CANDOTTI, E. (2011). Brasils forest code puts wetlands at risk. **Letter to Nature**, **478**: 458

STRÜSSMANN, C.; PRADO, C.P.A.; FERREIRA, V.L.; KAWASHITA-RIBEIRO, R.A. (2011). Diversity, ecology, management and conservation of amphibians and reptiles of the Brazilian Pantanal: a review. In: JUNK, W.J., DA SILVA, C.J., NUNES DA CUNHA, C. e WANTZEN, K.M. (Eds.): **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Pensoft, Sofia-Moscow: 497-521.

TESSLER, M.G.; GOYA, S.C. (2005). Processos Costeiros Condicionantes do Litoral Brasileiro. **Revista do Departamento de Geografia 17** : 11-23.

THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A A.; HAHN, N.S. (2004). **The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Backhuys Publishers Leiden, The Netherlands.

TOBLER, M.; JANOVEC, J.P.; CORNEJO, F. (2009). Frugivory and seed dispersal by the lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in the Peruvian Amazon. **Biotropica**, **42**: 215-222.

TOMAS, W.M.; CÁCERES, N.C.; NUNES, A P.; FISHER, E.; MOURÃO, G.; CAMPOS, Z. (2011). Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. 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: 565-597.

VELOSO, H.G.; RANGEL FILHO, A.L.R.; e LIMA, J.C.A. (1991). **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro, Brazil.

VIEIRA, R. DOS S. (2000). Legislation and the use of 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 a sustainable management**. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 505-533.

WALTER, B. M. T. (2006). **Fitofisionomias do bioma Cerrado: Síntese terminológica e relações florísticas**. Tese. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília: 371 p.

WANTZEN, K.M. (1998). Effects of siltation on benthic communities in clear water streams in Mato Grosso, Brasil. Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte. **Limnologie**, **26**:1155-1159.

WANTZEN, K.M. (2003). Cerrado streams – characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. **Amazoniana XVII** (3/4): 481-502.

WANTZEN, K.M.; DRAGO, E.; DA SILVA, C.J. (2005). Aquatic habitats of the Upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal. **Ecohydrology e Hydrobiology** 5(2): 107-126.

WANTZEN, K.M.; COUTO, E.G.; MUND, E.E.; AMORIM, R.S.S.; SIQUEIRA, A.; TIELBÖRGER, K.; SEIFAN, M. (2012). Soil carbon stocks in stream-valley-ecosystems in the Brazilian Cerrado agroscape. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 151: 70-79.

WELCOMME, R.L. (1979). **Fisheries ecology of floodplain rivers**. Longmann, London.

WESTLAKE, D.F.; KVET, J.; SZCZEPANSKI, A. (Eds.) (1988): **Ecology of wetlands**. IBP-Wetlands Synthesis Volume. Cambridge University Press, London.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; MONTERO, J.C.; MOTZER, T.; JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; QUEIROZ, H.L.; WORBES, M. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon basin. **Journal of Biogeography**, 33: 1334-1347

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.). **Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 61-102.

WITTMANN, F.; HOUSEHOLDER, E.; PIEDADE, M.T.F.; ASSIS, R.L.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P.; JUNK, W.J. (2012). Habitat specificity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees. **Ecography** 36(6): 690-707.

Parte II: A Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense

Nunes da Cunha, C.⁹ e Junk, W.J.¹

Resumo

O Pantanal Mato-grossense é uma grande Área Úmida (AU) de cerca de 150.000 km² de extensão, situada na Bacia do Alto Paraguai no centro do continente Sul-americano. É formado por um delta interno composto por vários cones aluviais acumulados pelo rio Paraguai e seus tributários. A região passou por diferentes épocas paleoclimáticas que resultaram em períodos mais secos e outros mais úmidos com taxas variáveis de deposição de sedimentos. Estes períodos imprimiram traços hidromorfológicos e formaram uma paisagem de alta heterogeneidade apesar do fato, que as diferenças em relevo sejam pouco expressivas. O Pantanal encontra-se no Domínio do Cerrado e a sua vegetação expressa este domínio e por isso é também denominado savana hipsazonal. O clima é quente com um período chuvoso e seco bem definido durante o ciclo anual, o que resulta em uma fase seca e uma fase de inundação rasa que se alternam anualmente. Em curtas distancias ocorrem áreas permanentemente secas ex., antigos terraços fluviais, paleodiques aluviais (cordilheiras) e outras permanentemente úmidas ex., canais dos rios e lagos perenes. Entre estes dois extremos estende a Zona de Transição Aquática/Terrestre (ATTZ) com áreas sujeitas a diferentes níveis de inundação. A maioria das plantas superiores mostra alta tolerância ao estresse de seca e de inundação, entretanto algumas espécies têm preferência por um dos dois extremos. Adicionado ao estresse de seca e de inundação as plantas passam por estresse de fogo que pode modificar a vegetação em grande escala de forma devastadora e provocar estímulos aos processos de sucessão. As múltiplas combinações das diferentes unidades hidro morfológicas com as diferentes comunidades de plantas herbáceas e lenhosas resultam em um grande número de macrohabitats. Este número foi aumentado devido o manejo dos fazendeiros que criam gado na região há mais de 200 anos e modificaram a vegetação de uma forma complexa. Dentro do sistema hierárquico de classificação das AUs brasileiras, o Pantanal Mato-grossense ocupa a posição de classe. Dentro desta unidade foram estabelecidas neste estudo 6 “unidades funcionais” 16 subclasses e 56 macrohabitats. Considerando a grande extensão do Pantanal e pequeno número de inventários realizados esperamos para o futuro a descrição de novos macrohabitats localizados em áreas remotas e que facilmente poderão ser introduzidos no sistema de classificação descrito neste estudo. A classificação dos macrohabitats tem grande importância para o manejo

sustentável porque permite a elaboração e implementação de regulamentos de proteção aos macrohabitats chaves, que são indispensáveis para a manutenção da biodiversidade da região.

Palavras-chaves: Áreas Úmidas; Zona de Transição Aquática Terrestre (ATTZ); Sustentabilidade; Políticas Públicas.

Introdução

No território brasileiro, encontra-se uma grande variedade de tipos de Áreas Úmidas (AUs) que cobrem milhares de quilômetros quadrados. São de diferentes origens e compostas de diferentes unidades geomorfológicas e vegetacionais. As AUs, ao longo dos grandes rios, estão sujeitas a inundações de altas profundidades, enquanto aquelas de interflúvios e deltas internos, a inundações rasas. Elas pertencem aos sistemas de pulsos de inundação previsíveis, isto é, estão sujeitas a inundações periódicas de acordo com o período chuvoso e seco nas suas respectivas bacias hidrográficas.

Em alguns casos, por exemplo, no Pantanal Mato-grossense e nas AUs dos rios Guaporé e Araguaia/Bananal, os ambientes perto dos canais dos rios apresentam alagamento com níveis profundos, enquanto as áreas internas, de maior extensão, são inundadas por águas rasas.

O sistema de classificação proposto por Junk et al. (2013) tem como principal elemento da definição das AUs a dinâmica hidrológica. Esse sistema enquadra o Pantanal Mato-grossense no sistema de AU interiores. Posiciona-se no segundo nível hierárquico das AUs sujeitas a pulsos de inundações previsíveis, monomodais, amplitude baixa e de longa duração. Portanto o Pantanal tem sua estrutura e funcionamento dependentes dos níveis de água oscilantes descritos pelo Conceito de Pulso de Inundação (JUNK et al., 1989).

Esse conceito explica o intercâmbio lateral das águas, nutrientes e organismos entre rios ou lagos e as suas respectivas áreas alagáveis adjacentes conectadas. A Zona de Transição Aquática Terrestre (Aquatic Terrestrial Transition Zone, ATTZ) (JUNK et al., 1989) é composta por diferentes macrohabitats, como também ocorrem outros tipos de macrohabitats de importância fundamental para a manutenção da biodiversidade biológica e da produtividade do sistema, tais como os morros relictuais, paleodiques marginais e restos de paleoleques aluviais não inundáveis.

A complexidade geomorfológica, hidrológica e evolutiva do Pantanal promove os diversos tipos de ambientes que devem ser alvo de uma classificação para discriminar as suas unidades constituintes de modo que a diversidade seja realmente capturada.

Os diferentes habitats formam um mosaico, cujas peças (unidades) são interconectadas e interagem de forma complexa. Os animais aquáticos e terrestres passam certas fases do seu ciclo de vida em diferentes ambientes. Migram entre os macrohabitats para procurar alimentação, proteção contra predadores, refúgio contra inundação ou seca, locais para reprodução, etc. Devido a esse fato, qualquer plano de manejo e de proteção deve levar em consideração a diversidade dos macrohabitats, porque, mantendo essa diversidade, protege-se a integridade estrutural e funcional dessas AUs, inclusive da sua biodiversidade.

Neste trabalho, apresentamos a classificação dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense e uma descrição de suas características hidrológicas e vegetacionais. Essa classificação baseia-se no trabalho preliminar publicado por Nunes da Cunha e Junk (2011). A abordagem passou por algumas modificações para acompanhar a hierarquia proposta para a classificação das AUs brasileiras (JUNK et al., 2013).

1. Caracterização geral do Pantanal Mato-grossense

O Pantanal é uma das maiores AUs do mundo. Os dados sobre a sua extensão variam entre os autores. Hamilton et al. (1996) indicam uma área total de 137.000 km² baseando-se em critérios morfológico e hidrológicos. Padovani (2010), usando o nível de inundação máxima como limite e incluindo manchas sedimentares internos não inundados estima uma área total de 150.500 km². Cerca de 130.000 km² pertencem aos estados brasileiros de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, 15.000 km² à Bolívia e 5.000 km² ao Paraguai. A área periodicamente inundada varia de acordo com o nível médio máximo dos períodos estudados. Para o Pantanal inteiro, Hamilton et al. (1996) estimam para o período de 1979 - 1987 com cheias relativamente altas uma área alagada máxima de 110.000 km², média de 53.000 km², e mínima de 11.000 km². A estimativa do Padovani (2010) para o período mais seco com um nível médio de água cerca de um metro mais baixo de 2000 - 2009 chega somente a 52.894 km² no máximo, 18.329 km² no médio, e 5.539 km² no mínimo. A beleza da paisagem e a grande diversidade de espécies são expressões da sua diversidade de macrohabitats e despertam enorme interesse de cientistas e turistas do mundo inteiro. Existem muitas descrições sobre unidades de paisagem e habitats do Pantanal, resumidas por Nunes da Cunha et al. (2007) e Nunes da Cunha e Junk

(2010).

A depressão do Pantanal foi formada há 2,5 milhões de anos, na última compressão dos Andes que ocorreu durante períodos do Plioceno superior a Pleistoceno inferior (ADAMOLI, 1981; BARROS, 1982; DEL'ARCO et al., 1982; ALVARENGA et al., 1984; GODOI FILHO, 1986). A grande maioria das feições geomorfológicas atuais está vinculada a sua gênese e são relictos de mudanças paleoclimáticas e paleogeográficas que vêm ocorrendo desde o final do Pleistoceno (AB'SABER, 1988; ASSINE, 2005). Erosão intensiva das terras altas durante os períodos glaciais secos levou à deposição de sedimentos pelos principais afluentes formando grandes leques aluviais no interior do Pantanal, como mostrado por estudos do leque aluvial do rio Taquari (SHORT e BLAIR, 1986; AB'SABER, 1988; ASSINE, 2005; IRION et al., 2011) (Fig. 1).

A geomorfologia da região foi diferenciada pelo Projeto RadamBrasil (BRASIL, 1982) e as peculiaridades destas refletem na diversidade de macrohabitats, tais como cordilheiras, capões, campos inundados, lagoas, etc. (veja definições em NUNES DA CUNHA e JUNK, 2011). A maior parte do Pantanal é coberta por sedimentos antigos lixiviados, de origem fluvial e lacustre, arenosos e com alto teor de alumínio, consolidado e laterítico; enquanto, ao longo dos rios, ocorrem depósitos de sedimentos recentes (AMARAL FILHO, 1986). Diferentes padrões de descarga do rio Paraguai e seus afluentes durante períodos geológicos resultaram em um mosaico de formações geomorfológicas e grande diversidade de macrohabitats dentro do Pantanal (JIMENEZ-RUEDA et al., 1998).

Hoje, o Pantanal é uma AU sujeita a um pulso de inundação monomodal previsível, com uma pronunciada fase aquática e outra terrestre que se alternam anualmente. Este é o fator ecológico fundamental, a força matriz na paisagem (JUNK e DA SILVA, 1999; JUNK, 2000). Períodos plurianuais de estiagens e chuvosos promovem eventos extremos de enchentes e secas. Esta última está combinada com grandes incêndios florestais. A variabilidade anual e plurianual afeta a biota com diferentes intensidades e em diferentes escalas de tempo (NUNES DA CUNHA e JUNK, 2004) (Fig. 2), porque está situado em um cinturão circunglobal de instabilidade climática. Desde o Pleistoceno tardio, o Pantanal passou por várias mudanças entre episódios úmidos e secos, 40,000-8000 AP (frio e seco), 8000-3500 BP (quente e úmido), (quente e seco) 3500-1500 e 1500-presente (quente e úmido) (AB'SABER, 1988; IRIONDO e GARCIA, 1993; STEVAUX, 2000). Esses diferentes episódios climáticos ainda não são totalmente compreendidos (ASSINE e SOARES, 2004).

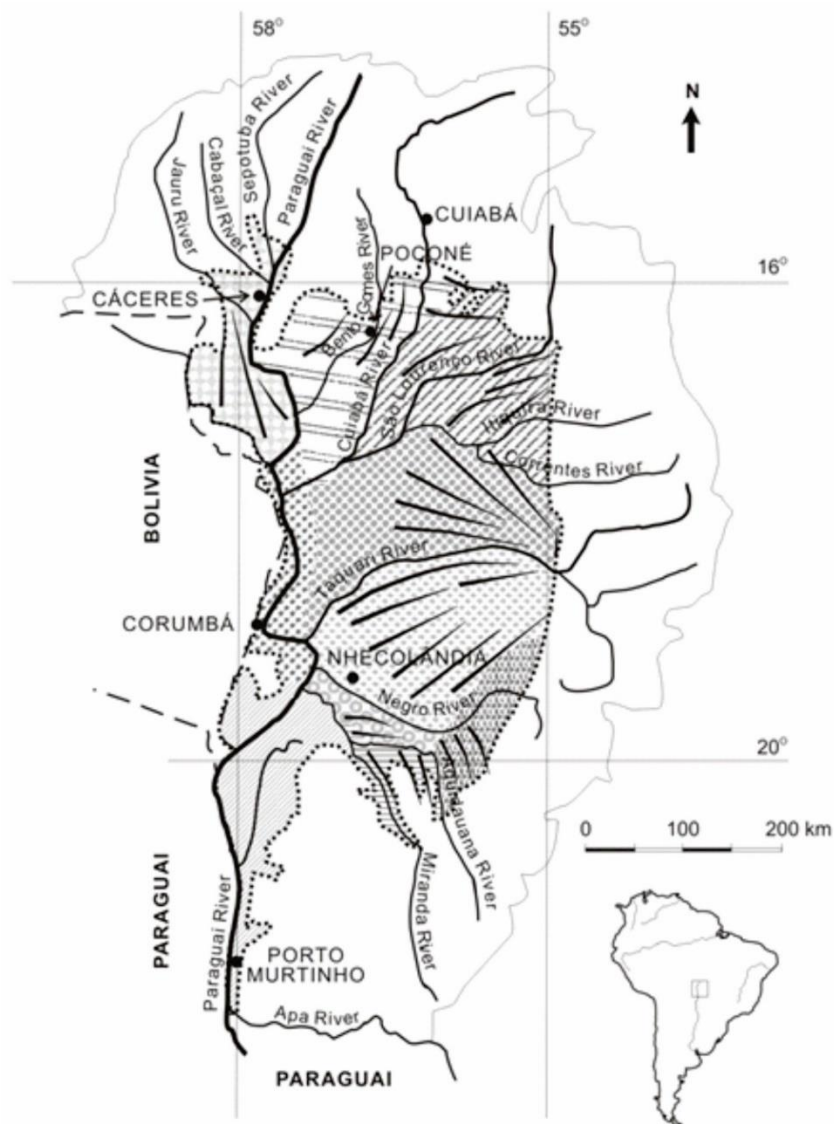


Figura 1. A bacia sedimentar do Pantanal e seus leques fluviais. O mega-leque do Taquari exemplifica as mudanças pretéritas e atuais na paisagem pela formação e pelo abandono de lobos deposicionais.

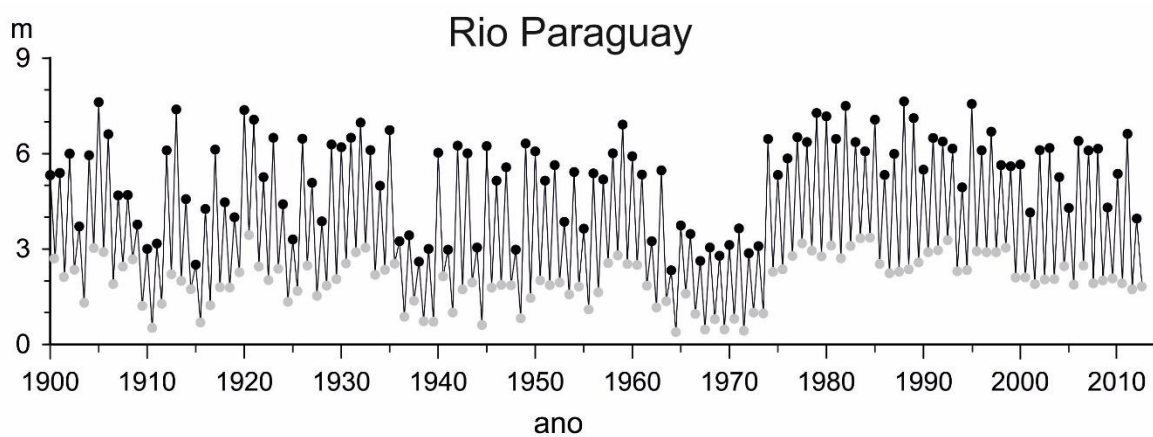


Figura 2. Flutuações anuais do nível d'água do rio Paraguai em Ladário de 1900 – 2012 (dados do Departamento Nacional de Águas - ANA).

O clima atual é quente, com uma estação seca pronunciada de maio a setembro e uma estação chuvosa de outubro a abril. A precipitação anual diminuiu de 1.250 milímetros na parte norte, perto Cáceres, para 1.089 milímetros na parte sul, perto de Corumbá. Em Cuiabá, a temperatura média mensal varia de 27,4 ° C, em dezembro a 21,4 ° C em julho.

Inundações ocorrem por transbordamentos dos rios e chuvas locais. Devido à pequena declividade do terreno, cerca de 2 a 3 cm por quilômetro de norte a sul e de 5 a 25 cm em direção leste a oeste, as águas da inundação requerem cerca de 3-4 meses para atravessar todo o Pantanal (ALVARENGA et al., 1984). O pulso de inundação coincide na parte norte com a estação das chuvas, e tem uma defasagem de cerca de 3 meses na parte sul (Fig.3a, b).

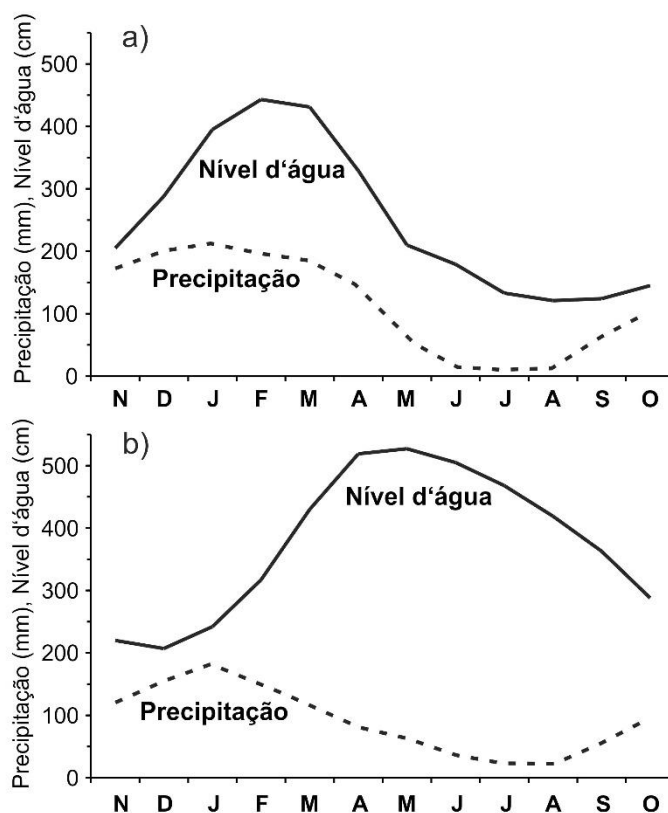


Figura 3. a) Precipitação média mensal perto de Cuiabá (1933–1993) e nível d'água médio do rio Cuiabá em Cuiabá (1971-1988), norte do Pantanal (de acordo com ZEILHOFER, 1996), e b) Precipitação média perto de Corumbá (1912-1971) e nível d'água médio do rio Paraguai em Ladário (1979-1987) sul do Pantanal (de acordo com HAMILTON et al., 1999).

2. Sistemas brasileiros de classificação de habitats do Cerrado e do Pantanal

Os planaltos ao redor do Pantanal são cobertos por diferentes tipos de savana (cerrado). O IBGE (2004) considera o Pantanal um bioma, no entanto, essa visão é contestada por

diferentes autores. Coutinho (2006) considera o Pantanal como um mosaico de diferentes biomas. Eiten (1982) denomina o Pantanal savana hipsazonal. Sarmiento (1983) explica que esse tipo de savana apresenta um período de estresse hídrico na seca e outro período úmido na estação chuvosa. Outras savanas hipsazonais, tais como a do Bananal no rio Araguaia, são consideradas parte do Cerrado, e não um bioma específico. Nós consideramos o Pantanal uma área úmida que pertence às savanas do tipo periodicamente inundadas e parte do Bioma Cerrado.

Existem diferentes sistemas de classificação para os vários tipos de vegetação de cerrado, incluindo as unidades de vegetação das zonas úmidas. Algumas delas são semelhantes às encontradas no Pantanal. A classificação fitofisionômica de Ribeiro e Walter (1998) para o Bioma Cerrado revisou a classificação dos principais tipos de vegetação do Brasil Central e incluiu termos usados pela população local. Esses autores reconhecem como savânicas as formações de Parque Cerrado (com murundus), Vereda (com buriti, *Mauritia flexuosa* e *Mauritiella* sp.) e formações campestres (Campo Sujo e Campo Limpo Úmido). As formações florestais que acompanham as margens de rios de pequeno porte (córrego, riacho, riozinho) na região do cerrado são denominadas matas de galeria (RATTER, 1973; FELFILI, 1995; RIBEIRO e WALTER 1998). Em função da topografia e profundidade do lençol freático Felfili et al. (2000) a subdividem em dois tipos: (1) Mata de Galeria Inundável, onde o lençol freático se mantém próximo ou sobre a superfície do terreno durante quase todo o ano, mesmo na estação seca, e (2) as Matas Não Inundáveis, sobre solo bem drenado.

Para as formações florestais das margens dos grandes rios, aplica-se o termo Mata Ciliar. Apesar das inúmeras tentativas, não existe uma definição puramente descritiva e única para esses sistemas do Brasil. Rodrigues e Leitão Filho (2004) discutiram os diferentes termos utilizados para descrever as florestas ribeirinhas brasileiras denominando-as Matas Ciliares e propuseram um sistema de classificação com base em aspectos hidrológicos e fenológicos, que é utilizado nas outras regiões brasileiras. Essas florestas, que crescem ao longo dos córregos e rios e em zonas úmidas, foram descritas por muitos botânicos, e.g., Mantovani (1989), Durigan e Leitão Filho (1995), Rodrigues e Leitão Filho (2004). Tais unidades também foram objeto de classificação dos tipos de vegetação brasileira, ex.: Rizzini (1979), Ratter (1980), Eiten (1972, 1983), Veloso e Goes (1982), e outros. Esses esforços foram sintetizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (VELOSO et al., 1991; IBGE, 1992). No Pantanal, utiliza-se a diversidade de canais para classificar os habitats. Neste caso, o tipo fisionômico da vegetação passa ser um elemento de classificação importante juntamente com os nomes

regionais desses corpos de água (furos, paranás, bocas, corixos, vazantes, landis).

O primeiro sistema para classificar a vegetação do Pantanal foi elaborado por Loureiro et al. (1982), que definiu cinco sub-regiões fitoecológicas: (1) savana (cerrado), (2) estepe savana (chaquenha), (3) floresta sazonal semidecídua, (4) floresta sazonal decídua, e (5) áreas de tensão ecológica sujeitas a alterações antropogênicas. Prance e Schaller (1982) descreveram diferentes tipos florísticos de uma área na fronteira do Pantanal. Caracterizaram cerrado, floresta sazonal semidecidual, tipos de vegetação de pântano e tipos de vegetação xerofíticas. Ratter et al. (1988) utilizaram informações fitossociológicas para cerrado e floresta semidecídua.

Nunes da Cunha et al. (2006) elaboraram um mapa da vegetação numa escala de 1:100.000 para a área ao norte do Pantanal, utilizando a classificação de Veloso (1991) com adaptações. Com imagens de satélite, os autores delinearão: (1) um tipo de floresta semidecídua sazonal; (2) quatro tipos de savana (cerrado): savana florestada (cerradão), floresta de árvores baixas e arbustos sazonalmente inundável (cerrado aberto), parque de savana sazonalmente inundável, incluindo campos de murundus, paratudal, puiual e campos com capões, e savanas de campos sazonalmente inundáveis, incluindo campos de *Thalia geniculata*, *Ipomoea carnea*, e *Combretum lanceolatum*; (3) sistemas de transição ou áreas de tensão ecológica de dois tipos: florestas perenes sazonalmente inundáveis, e vegetação aquática flutuante (batumes); e (4) os sistemas secundários, incluindo áreas desmatadas e o solo descoberto.

Silva et al. (2000) elaboraram mapas de vegetação do Pantanal com base em levantamentos aéreos para gestão e proteção da fauna. Distinguíram 16 tipos de vegetação, dentre eles identificaram 6 fisionomias de Cerrado, representando cerca de 60% da vegetação do Pantanal (Fig.4).

A classificação do sistema de habitats aquáticos da planície alagável do alto rio Paraguai realizada por Wantzen et al. (2005) baseia-se no conceito de hidrossistema fluvial (PETTS e AMOROS 1996; DRAGO et al. 2008), afirmando que as condições eco-hidrológicas do hidrossistema fluvial e seus subsistemas dependem das interações dinâmicas dos processos hidrogeomorfológicos e biológicos. O sistema de classificação desses autores, portanto, enfatiza os aspectos estruturais e funcionais do sistema de planícies inundáveis de rio e é adequado especialmente aos habitats aquáticos. Desta maneira, nós incorporamos partes deste no nosso sistema de classificação.

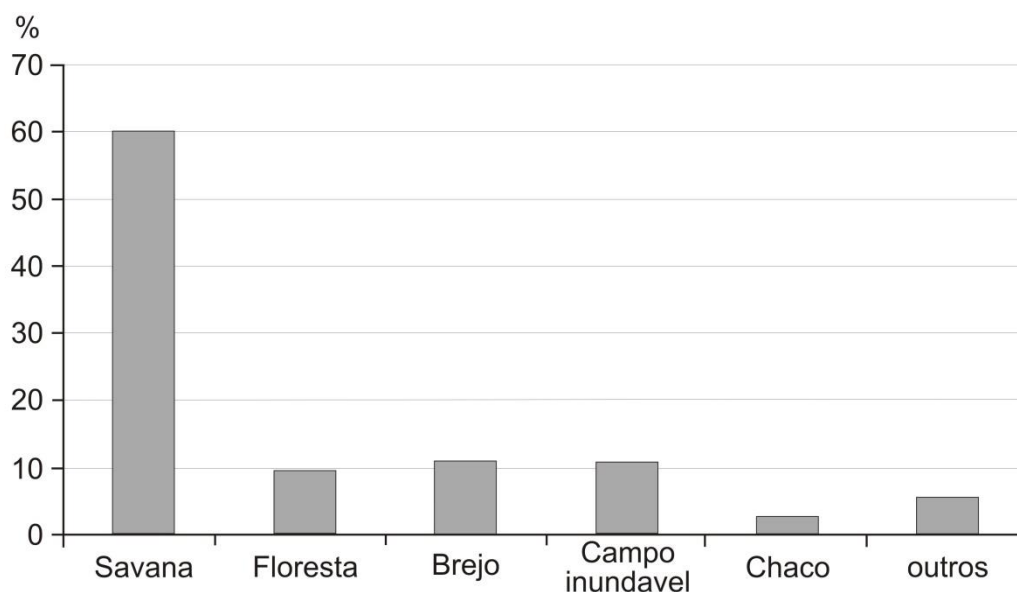


Figura 4. Contribuição dos tipos de vegetação em porcentagem de área, no Pantanal Mato-grossense (SILVA et al., 2000).

The Nature Conservancy (TNC) propôs uma classificação para as águas doces da Bacia do Alto Paraguai (TNC 2003; HIGGINS et al. 2005) com base em bacias e tamanho decrescente dos rios, complementadas por informações sobre geomorfologia, geologia, biota e impacto humano. Enquanto vantajoso para o planejamento de zonas de proteção, este não é compatível com o sistema de classificação internacional e, portanto, dificulta a comparação com outras AUs. Além disso, é muito abstrato e não inclui a diferenciação de habitats utilizados pela população local. Isso dificulta a motivação da população a participar ativamente da proteção ambiental. Nunes da Cunha et al. (2007) publicaram um artigo sobre a florística e os tipos fisionômicos de vegetação arbórea do Pantanal de Poconé. Essa informação tem sido incorporada na nova classificação hierárquica apresentada em seguida.

3. Parâmetros utilizados para a nova classificação de habitats do Pantanal Mato-grossense

A nova classificação dos principais macrohabitats do Pantanal é baseada principalmente em parâmetros hidrológicos e botânicos. Os parâmetros físicos e químicos do solo e da água são também usados, quando são disponíveis, e ajudam na caracterização dos habitats.

Hidrologia é o fator principal, que regula os processos ecológicos nas AU, por isso tem o maior peso no nosso sistema de classificação. Entretanto, muitas espécies de plantas que

crecem no Pantanal mostram grande plasticidade fisiológica para lidar com inundação. Os períodos de inundação informados na classificação descrevem apenas a posição preferencial mais frequente das diferentes unidades de vegetação no gradiente de inundação. Outros fatores, tais como a origem da água, por exemplo, da chuva, rios, ou águas subterrâneas também afetam a vegetação, mas o nosso conhecimento sobre o seu impacto ainda é pequeno e ainda não podem ser considerados. Além disso, em um clima úmido/seco, o estresse hídrico em combinação com as queimadas tem um forte impacto sobre a vegetação, mas ainda é pouco compreendido. A maioria dos habitats do Pantanal é permanentemente ou periodicamente inundada. Alguns permanecem secos por muitos anos, exceto durante eventos de cheia extrema. Nos arredores e no interior do Pantanal, existem áreas que nunca são inundadas, mencionadas em nossa classificação porque servem de refúgio para animais durante o período de cheias extremas ou oferecem condições de reprodução adicionais, e são estratégicas para plantas e animais colonizarem os habitats de zonas úmidas adjacentes pelo menos periodicamente, aumentando a diversidade de espécies de toda a área em geral.

Propriedades físico-químicas da água e dos solos são de fundamental importância para a composição de espécies e produtividade tanto na água e quanto nas zonas úmidas. Nossa base de dados sobre esses parâmetros ainda não é suficiente para incluí-los de forma adequada na classificação. Mas, em geral, podemos afirmar que todos os habitats terrestres e aquáticos do Pantanal apresentam baixo nível de nutrientes, com um conteúdo de sais minerais de baixa a intermediária condutância elétrica $<100 \mu\text{S cm}^{-1}$ e o pH neutro a ligeiramente ácido (5-7). Exceções são as lagoas de alta salinidade, denominadas salinas, alguns solos de salinidade alta no sul do Pantanal e os solos de capão de aterro, que tem fertilidade aumentada devido à atividade humana. A maioria dos solos é arenosa, com uma baixa capacidade de retenção de água durante a fase seca. Uma grande parte da fração de argila é constituída por caolinita com capacidade de troca iônica baixa (COUTO e OLIVEIRA, 2011; IRION et al. 2011).

Crítérios biológicos incluem somente plantas superiores. As plantas lenhosas são de particular importância porque têm vida longa e refletem o impacto das condições ambientais ao longo de anos, décadas, ou mesmo séculos, num habitat específico. Plantas herbáceas anuais e perenes dominam vários macrohabitats. As espécies predominantemente terrestres dominam durante a fase terrestre da ATTZ, enquanto que as macrófitas aquáticas dominam o mesmo habitat durante a fase aquática. Considerando a importância das plantas lenhosas, consideradas terrestres, o nosso sistema de classificação dos macrohabitats da ATTZ baseia-se principalmente na vegetação ou nas espécies indicadores terrestres. Porém, queremos destacar

que, durante a fase aquática, macrófitas aquáticas ocorrem em abundância e grande diversidade em quase todos os macrohabitats da ATTZ, enquanto as condições de luz são apropriadas. Em casos nos quais, durante a fase aquática, espécies terrestres não são visíveis, os macrohabitats mudam o caráter da vegetação indicadora e são considerados como dois macrohabitats: um na fase terrestre, outro na fase aquática da ATTZ. A variabilidade do pulso de inundação, o impacto do fogo e as diferentes atividades humanas resultam em grande dinâmica no desenvolvimento da vegetação. Vários estágios de sucessão são presenças constantes no Pantanal e diferentes tipos de vegetação podem ocorrer acima do mesmo tipo de substrato e condições hidrológicas, dependendo do histórico do seu estabelecimento. Animais também podem ser indicadores para a classificação, pelo menos para certos habitats, mas a sua mobilidade gera problemas adicionais e o nosso conhecimento a respeito ainda não é suficiente.

4. A nova classificação dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense e a sua posição na classificação das AU brasileiras

O Pantanal é uma AU que pertence à categoria de planície alagável. As estruturas e funções destes foram descritos em Junk et al. (1989), Junk e Wantzen (2004) e Junk (2005). Cerca de 10% – 20% do Pantanal são cobertos permanentemente por água ou são alagados por longos períodos. Outra parte (cerca de um terço da área total) é formada por paleo-sedimentos que foram depositados quando o nível da água era mais alto do que hoje. Anualmente, essas áreas estão permanentemente secas. A área restante pertence à zona de transição aquática e terrestre (ATTZ, JUNK et al., 1989), que se estende entre os habitats permanentemente terrestres e permanentemente aquáticos.

Por causa de tamanho e complexidade, todas as grandes AUs brasileiras ocupam a posição de Classe, na classificação das AUs brasileiras. Todas estão sujeitas ao pulso de inundação previsível e monomodal. Para fazer jus à complexidade desses grandes ecossistemas e ao fato de que a maior parte deles passa anualmente de uma fase aquática para uma fase terrestre, foi adicionada mais uma unidade hierárquica no sistema brasileiro de classificação, denominada “Unidade Funcional”. A unidade funcional é definida como macrorregião, que apresenta condições hidrológicas similares.

As Classes de AU brasileiras podem ser diferenciadas em seis Unidades Funcionais: (1) áreas permanentemente aquáticas, (2) áreas periodicamente aquáticas, (3) áreas periodicamente terrestres, (4) áreas pantanosas, permanentemente encharcadas e/ou inundadas

por água rasa, e (5) áreas permanentemente terrestres. Todas as AUs submetidas à ação humana foram incorporadas em uma sexta unidade funcional (6), áreas antropogênicas têm como critério unificante o severo impacto humano, independente do comportamento hidrológico. A classificação hierárquica do Pantanal Mato-grossense está estabelecida da seguinte forma:

Sistema: AU interiores

Subsistema: AU com nível de água flutuante

Ordem: AU sujeitas a pulsos previsíveis monomodal de longa duração

Subordem: AU com pulsos de amplitude baixa

Classe: Pantanal Mato-grossense

Unidades funcionais: 6

Subclasses: 16

Macrohabitats: 56

A classificação atual dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. A classificação atual dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense baseada em fatores hidrológicos e botânicos.

Unidade Funcional	Subclasse	Macrohabitat
1. Áreas permanentemente aquáticas	1.1 Canais de rios	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 Grandes lagos-baías ocupando reentrâncias de serranias na Beira do Pantanal
		1.2.2 Lagos em canais abandonados e em ferraduras (oxbow lakes),
		1.2.3 Lagos de depressão dentro do Pantanal
		1.2.4 Lagos internos de meandros (Umlaufseen)
		1.2.5 Lagos encarcerados por diques marginais (Dammuferseen)
		1.2.6 Salinas
	2. Áreas periodicamente aquáticas (ATTZ com predominância aquática)	2.1 Áreas de água corrente (pequenos canais e linhas de drenagem)
		2.1.1 Furos, paranás, bocas,
		2.1.2 Corixos
		2.1.3 Vazantes (cobertos com herbáceas)

Tab. 1 (Cont).

Unidade Funcional	Subclasse	Macrohabitat
	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 enraizadas emersas	
3. 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 (campo limpo natural)	
	3.2.1 Pouco inundado (campo de caronal, dominado por <i>Elyonurus muticus</i>)	
	3.2.2 Inundado por cerca de 3 meses (campo de rabo de burro <i>Axonopus leptostachyus</i> , campo de capim vermelho <i>Andropogon hypogynus</i>).	
	3.2.3 Inundado por cerca de 6 meses (campo de mimoso <i>Axonopus purpusii</i> e outros)	
	3.2.4 Comunidades herbáceas inundadas por cerca de 6 meses em áreas de sedimentação ao longo do rio	
	3.3 Áreas com predominância de plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas	
	3.3.1 Inundadas por algumas semanas (campos de murunduns)	
	3.3.2 Inundadas até 3 meses (Campo sujo de canjiqueira <i>Byrsonima orbygniana</i> e de lixeira <i>Curatella americana</i>)	
	3.3.3 Inundadas até 6 meses (Campo sujo de pombeiro <i>Combretum laxum</i> , <i>C. lanceolatum</i>)	
	3.4 Áreas com arbustais	
	3.4.1 Arbustal inundado até 4 meses (espinhal, dominado por <i>Mimosa pellita</i>)	
	3.4.2 Arbustal inundado até 3 meses (Canjiqueiral, dominado por <i>Byrsonima</i> spp.)	
	3.4.3 Arbustal inundado até 6 meses (Pombeiral, dominado por <i>Combretum lanceolatum</i> e <i>C. laxum</i>)	
	3.5 Áreas com florestas poliespecíficas	
	3.5.1 Florestas inundadas por poucas semanas e.g., nas bordas de capão e cordilheiras, florestas ribeirinhas mais altas.	
	3.5.2 Florestas inundadas por longos períodos, e.g. nas partes baixas ao longo de canais de rios	
	3.5.3 Arbustais e florestas pioneiras ao longo dos canais de rios	
	3.5.4 Florestas ao longo de landis	

Tab. 1 (Cont).

Unidade Funcional	Subclasse	Macrohabitat
	3.6 Áreas com florestas monoespecíficas	
	3.6.1 Florestas dominadas por <i>Licania parvifolia</i> (Pimental), inundadas até 6 meses	
	3.6.2 Florestas dominadas por <i>Vochysia divergens</i> (Cambarazal), inundadas por até 8 meses	
	3.6.3 Florestas dominadas por <i>Erythrina fusca</i> (Abobral), inundadas até 8 meses	
	3.6.4 Inundadas 4 - 6 meses (Paratudal, dominadas por <i>Tabebuia aurea</i>)	
	3.6.5 Áreas inundadas até 8 meses (Carandazal, dominadas por <i>Copernicia alba</i>)	
4. Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)	4.1 Pântanos de plantas herbáceas (brejos)	
	4.1.1 Pântanos dominados por <i>Cyperus giganteus</i> (Pirizal)	
	4.1.2 Pântanos dominados por <i>Thalia geniculata</i> (Caitezal)	
	4.1.3 Pântanos dominados por <i>Canna glauca</i> (Caitezal)	
	4.1.4 Pantanos poliespecíficos	
	4.1.5 Pântanos flutuantes (batumes)	
	4.2 Pântanos de plantas herbáceas e palmeiras	
	4.2.1 Buritizais dominados por <i>Mauritia flexuosa</i>	
5. Áreas permanentemente terrestres	5.1 Paleo-leques, terraços aluviais, capões, cordilheiras.	
	5.1.1 Áreas cobertas com Cerrado sensu lato.	
	5.1.2 Áreas cobertas com florestas semidecíduas	
	5.1.3 Áreas cobertas com florestas decíduas	
	5.1.4 Áreas cobertas pela palmeira <i>Scheelea phalerata</i>	
	5.2 Morros (Inselberge)	
	5.2.1 Áreas cobertas com floresta estacional decidual	
	5.2.2 Áreas cobertas com cerrado	
	5.2.3 Áreas cobertas com campo rupestre	
6. Áreas antropogênicas	6.1 Áreas paleo-antrópicas	
	6.1.1 Capão de aterro	
	6.2 Áreas recentes	
	6.2.1 Reservatórios (tanques bebedouros)	
	6.2.2 Caixas de empréstimo	
	6.2.3 Canais artificiais	
	6.2.4 Estradas diques	
	6.2.5 Plantios de subsistência (roças)	
	6.2.6 Pastagens exóticas	

5. Descrição geral das principais subclasses e macrohabitats

5.1 Áreas permanentemente aquáticas

Canais dos rios (subclasse 1.1)

Os macrohabitats permanentemente aquáticos são representados pelos canais dos rios e lagos permanentes. Os rios que adentram o Pantanal são de vários tamanhos e se diferem em aspectos físico-químicos da água condicionados pela característica geopedológica da sua área de drenagem (FIGUEIREDO et al., 2012). Futuramente será necessária uma diferenciação baseada nas características limnológicas mais detalhadas para a classificação.

A margem do rio é a área biologicamente mais ativa e produtiva por causa da sua estrutura complexa formada pelas diferenças geomorfológicas associadas às variações temporais e duração da inundação, tipos de solo e composição e estrutura da vegetação. Esses fatores resultam em uma variedade de habitats que contribuem para a diversidade e abundância de organismos.

A parte central e homogênea do canal, corpo principal d'água, serve principalmente para o transporte de material dissolvido, em suspensão e areia no fundo. Sua grande importância biológica é devida ao papel de refúgio para organismos aquáticos durante a fase seca e para a sua distribuição ativa e passiva na fase aquática. As migrações para desova rio acima de muitas espécies de peixes são bem conhecidas ao longo do Rio Paraguai e seus tributários (LIMA, 1987).

No Rio Paraguai, há ocorrência de controles geológicos importantes em forma de afloramentos rochosos nas margens ou soleiras rochosas no meio do canal. Estes contribuem ao retardamento do fluxo das águas fluviais e conseqüentemente são de importância fundamental para o regime hidrológico do Pantanal. Os planos do Projeto Hidrovia incluíram a retirada desses afloramentos, que aceleraria a evasão das águas, promovendo, conseqüentemente, redução do tamanho da área alagada, do período de inundação e da profundidade da lâmina de inundação com conseqüências dramáticas para todo o Pantanal (PONCE, 1995).

Lagos, lagoas e baías (subclasse 1.2)

Outros habitats permanentemente aquáticos são os inúmeros lagos, lagoas e baías que são rasos com diferentes origens e conectividade variada com os rios. Porém, ainda falta uma classificação geral sobre esses macrohabitats. O geógrafo Wilhelmy (1958) distinguiu: a) lagos oriundos da inundação de lóbulos internos de meandros (umlaufseen) e b) lagos encarcerados por diques marginais (dammuferseen) que são frequentes em Paiaguás e Nhecolândia. Ab' Saber (1988) baseia-se na classificação do Wilhelmy e adiciona lagos em ferraduras (oxbow lakes) e lagos-baías ocupando as reentrâncias de serranias. Este tipo é representado pelas Lagoas Mandioré, Gahyva e Jacadigo no rio Paraguai, e na planície alagável do Rio Cuiabá pelas Baías Chacororé e Sinhá Mariana, e de porte menor pelas baías de Acurizal e de Porto Fora. Além disso, ele menciona lagos de tamanho médio no Pantanal dos Paiaguás.

Güntzel et al. (2010) dividem os lagos em função da frequência e duração da sua conexão (graus de conectividade) com o rio:

1- lagos marginais de baixa conectividade: o fluxo de água entre rio e lago ocorre ocasionalmente em episódios de grandes inundações, maiores do que as observadas nos ciclos hidrológicos anuais. É normalmente um ambiente isolado.

2- lagos de sistema intermediário: ligados ao rio geralmente por um canal estreito, por onde a água do rio flui apenas durante a estação chuvosa, recebendo a água deste durante o ciclo de inundação anual e ficando, neste período, mais eutrófico.

3- lago de conexão com máxima frequência e duração: o lago está sujeito às alterações causadas pelo fluxo constante de água do rio.

Estudos recentes sobre lagos no Pantanal da Nhecolândia indicam características espaciais, físicas, químicas e biológicas únicas. Os padrões de distribuição das lagoas salinas e hipossalinas são claramente distintos, sugerindo diferentes controles para sua existência, portanto, gêneses diferenciadas (SAKAMOTO, 1997; ASSINE, 2003; BACANI e SAKAMOTO, 2007; ALMEIDA et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2011). As salinas são isoladas da drenagem atual, dificilmente atingidas por águas de inundação e dificilmente secam no período de estiagem; não apresentam vegetação em seu entorno e sim uma faixa de areia bem característica (ASSINE, 2003; BACANI e SAKAMOTO, 2007).

Necessita-se de uma classificação abrangente dos lagos do Pantanal baseada em levantamentos geomorfológicos e limnológicos detalhados. Por enquanto, diferenciamos entre lagos internos de meandros (lóbulos internos de meandros, Umlaufseen), lagos encarcerados

por diques marginais (Dammuferseen), lagos em canais abandonados e em ferraduras (oxbow lakes), lagos-baías ocupando reentrâncias de serranias, lagos/baías de depressão dentro da planície, por exemplo Baía Piúval e Baía Grande, e salinas.

5.2. Áreas periodicamente aquáticas (ATTZ)

Os macrohabitats da ATTZ, que passam tanto por fases terrestres como aquáticas, apresentam dificuldades na delimitação da sua extensão e não se enquadram claramente em qualquer tipo de classificação. Eles mudam os fatores ambientais e a sua flora e fauna em dependência da hidrologia. Dependendo do observador, podem ser classificados como periodicamente aquáticos ou periodicamente terrestres.

Nosso sistema de classificação baseia-se nas comunidades de plantas superiores. A maioria das espécies ou comunidades de plantas usadas para a caracterização dos macrohabitats pode ser considerada como terrestre, apesar das suas adaptações à vida periódica na água, ou vida palustre. Por isso denominamos os habitats ocupados por essas espécies como habitats periodicamente terrestres. Somos cientes de que, além das espécies de plantas terrestres, a maioria dos macrohabitats da ATTZ é ocupada durante a cheia por macrófitas aquáticas, enquanto o ambiente aquático oferece luz suficiente para suas funções fisiológicas. A ocupação do espaço por espécies herbáceas aquáticas e terrestres está demonstrada na Figura 5.

No entanto, alguns poucos habitats importantes, como áreas de águas abertas, ficam secas por períodos curtos e não mostram características das comunidades de plantas superiores terrestres na cheia para a sua classificação. A ocorrência de comunidades de macrófitas aquáticas flutuantes ou emergentes enraizadas requer uma posição de macrohabitat específico, porque as macrófitas aquáticas desempenham um papel importante, pois ocupam grandes extensões e apresentam alta produtividade. Mas a mesma área é ocupada por gramíneas e plantas herbáceas terrestres durante a curta fase terrestre e desempenha um papel importante como habitat terrestre. Nesse caso, é lógico listá-lo duas vezes na classificação, como habitat periodicamente aquático e periodicamente terrestre, com as respectivas espécies (macrohabitats das subclasses 2.2 e 3.2). Devemos ter em conta que, em períodos plurianuais (seca ou super úmido), a característica do pulso de inundação se altera e isso influencia as comunidades de plantas terrestres e aquáticas.

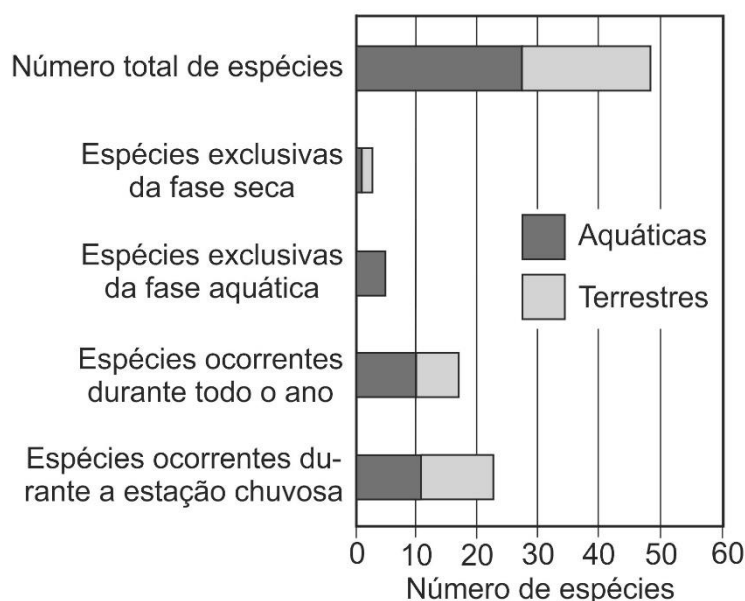


Figura 5. Distribuição de 48 espécies herbáceas em campo periodicamente alagável em dependência da situação hidrológica (NUNES DA CUNHA, não publicado)

Pequenos canais e linhas de drenagem (subclasse 2.1).

Os pequenos canais e linhas de drenagem têm papel na distribuição da água dentro da planície, também são rotas de migração para peixes e outros organismos aquáticos. As bocas e furos são macrohabitats que compõem a rede de drenagem que integra os rios à planície de inundação. A “boca” é formada pela ruptura de parte das margens dos rios, abrindo um pequeno canal, que liga a calha do rio com a planície inundável adjacente, podendo ser natural ou antrópico. Corixos são paleocanais fluviais que, em anos mais secos e durante o período de estiagem, são intermitentes (FRANCO e PINHEIRO, 1982) e poças remanescentes ficam livres de vegetação ou cobertas por macrófitas aquáticas. Quando os corixos são bem definidos e permanentes, são denominados corixões (CARVALHO, 1986). As vazantes são cobertas por gramíneas e outras herbáceas na fase terrestre e macrófitas na fase aquática.

Áreas sazonalmente cobertas com água parada (subclasse 2.2.)

Durante a cheia, áreas de campo limpo (subclasse 3.2) estão cobertas por comunidades de macrófitas aquáticas. Em águas profundas, as macrófitas submersas dominam, enquanto em águas rasas, ocorrem comunidades de plantas submersas, emersas e de folhas flutuantes na superfície. Apresentam alta riqueza de espécies (POTT et al., 2001) e variada composição

florística, contribuem consideravelmente para a produção de matéria orgânica e abrigam uma rica fauna aquática.

Próximo aos canais dos grandes rios, ocorrem grandes áreas com plantas aquáticas e /ou anfíbias com ocorrência de gramíneas cespitosas anfíbias, tais como *Hymenachne donacifolia* (Raddi) Chase, *Panicum mertensii* Roth, *Panicum pernambucense* (Spreng.) Mez ex Pilg. (capim-do-brejo), e *Polygonum acuminatum* Kunth. Tais áreas são ameaçadas por incêndios durante a fase de estiagem nos anos mais secos devido ao grande volume de material orgânico acumulado (POTT et al., 2001).

5.3. Áreas periodicamente terrestres (ATTZ)

Áreas sem ou com pouca vegetação superior (subclasse 3.1)

Essas áreas representam macrohabitats com funções específicas no Pantanal. As praias arenosas são procuradas como áreas de repouso por vários animais, como capivaras, jacarés e muitos pássaros. Elas funcionam como locais de nidificação para algumas espécies de pássaros, tais como Talha-mar (*Rynchops niger*), Trinta-réis grande (*Phaethusa simplex*), Trinta-réis anão (*Sternula [Sterna] superciliaris*), Quero-quero (*Vanellus chilensis*), Batuíra-de-esporão (*Hoploxypterus [Vanellus] cayanus*) e Batuíra-de-coleira (*Charadrius collaris*). O papel dos pedregais ainda não foi estudado, mas a existência de substratos duros e persistentes em um ambiente de deposição e permanente erosão de sedimentos justifica a denominação como macrohabitat para espécies de animais especializados. Os barrancos são usados por Martins pescadores (*Megaceryle torquata*) para nidificação e por lontras e ariranhas para construir as suas tocas.

Áreas cobertas com plantas herbáceas (subclasse 3.2)

Áreas cobertas com gramíneas e outras plantas herbáceas (localmente chamadas de campos) ocorrem ao longo do gradiente de inundação. Além do tempo de inundação, outros fatores influenciam a vegetação, tais como a granulometria do solo (argiloso ou arenoso) e a flutuação do lençol freático, fazendo com que a dominância das espécies altere anualmente durante o ciclo chuvoso e de estiagem. Os campos presentes em áreas que pouco ou não alagam apresentam predominância de capim-carona (*Elionurus muticus* (Spreng.) Kuntze) denominado

caronal (SANTOS et al., 2005) tendo suas touceiras são anualmente queimadas e suas rebrotas são então pastejadas.

As áreas inundadas por cerca de 3 meses apresentam campos dominados por *Andropogon hypogynus* Hack. e *Axonopus leptostachyus* (Flüggé) Hitchc. (campo de capim vermelho) que formam touceiras altas (macegas). Durante a fase aquática, *Leersia hexandra* Sw. pode ocorrer entre as touceiras (SCHESSEL, 1999). As gramíneas são as mais “duras”, ou seja, mais lignificadas e de baixa aceitabilidade pelo gado. Os fazendeiros usam fogo para promover o rebrote dessas forrageiras.

Os macrohabitats, com tempo de inundação de cerca de 6 meses, apresentam os “campos limpos” cobertos por *Axonopus purpusii* (Mez) Chase e *Reimarochloa brasiliensis* (Spreng.) Hitchc. (campos de mimoso), que são reconhecidos por alta palatabilidade e valor nutricional. Ocorrem em pequenas manchas de depressões inundadas, em regiões litorâneas dos lagos e baías e em grandes extensões nas planícies de inundação dos rios. As fases aquática e terrestre são bem pronunciadas e a composição florística muda entre elas (REBELLATO, 2005). Durante a fase aquática, surgem e dominam as macrófitas aquáticas, enquanto na fase terrestre elas são substituídas por espécies terrestres, tais como *Panicum laxum* Sw. e *Diodia kuntzei* K. Schum. Vale ressaltar que algumas espécies podem ocorrer ao longo de todo o ano. A riqueza florística na fase aquática é maior que na terrestre (REBELLATO et al., 2012).

Os diques marginais dos grandes rios, inundadas por mais de 6 meses, são cobertos por densos estandes de gramíneas semiaquáticas, tais como *Panicum elephantipes* Nees ex Trin. e por ervas eretas, como *Polygonum ferrugineum* Wedd., *Ludwigia* spp., e *Aspilia latissima* Malme (macrohabitat 3.2.4).

Áreas cobertas com plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas (subclasse 3.3)

Áreas cobertas com árvores e arbustos representam macrohabitats muito dinâmicos, porque a maioria das espécies mostra ampla tolerância às condições de seca e inundação (Fig. 6). O rearranjo das espécies ocorre durante períodos plurianuais de secas e enchentes pronunciadas, de incêndios, ou de ações antropogênicas. Por isso, muitos macrohabitats podem ser considerados estágios sucessionais.

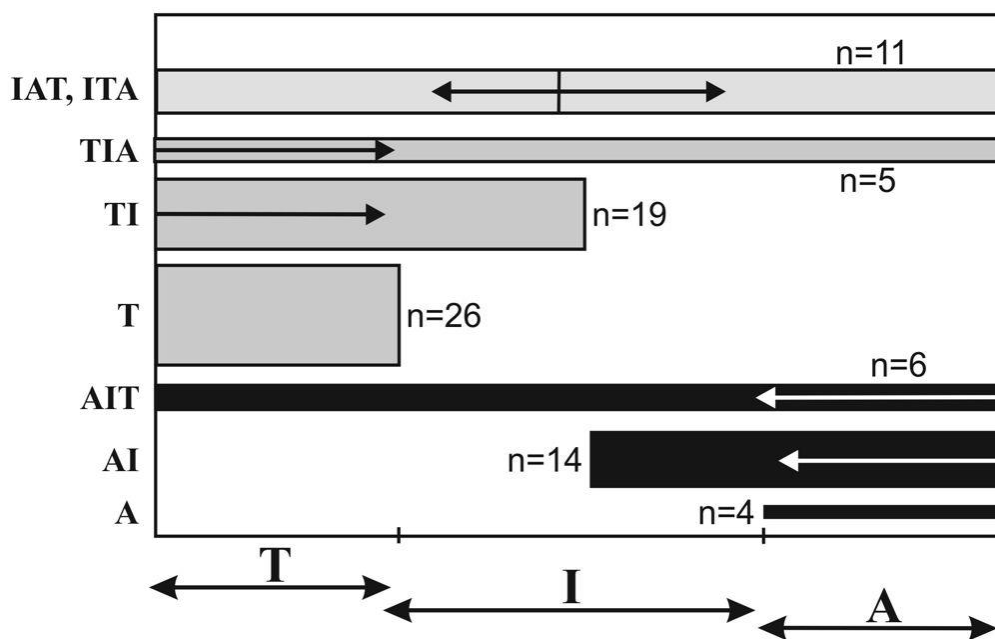


Figura 6. Distribuição de espécies arbóreas no Pantanal de Poconé, ao longo do gradiente de inundação. T = habitats terrestres, normalmente não inundadas; I = habitats sujeitos a inundações periódicas curtas (< 2 meses); A = habitat com uma fase aquática pronunciada (até 6 meses); as flechas indicam a direção da expansão das espécies do centro da densidade máxima (NUNES DA CUNHA e JUNK, 1999).

Os campos de murunduns representam um macrohabitat muito característico, que cobre grandes áreas ocorrendo em todas as savanas periodicamente alagáveis do Brasil. Este tipo de paisagem é denominado, por Veloso (1982), Savana Parque. Os campos de murunduns estão localizados na borda do Pantanal e são formados por cupins que constroem pequenas ilhas terrestres em áreas campestres encharcadas. Tais “ilhas” são cobertas por espécies típicas do cerrado, ex. Lixeira (*Curatella americana* L.). Os espaços entre os murunduns, na fase da cheia, são ocupados por macrófitas aquáticas e palustres, e, na fase seca, por plantas herbáceas terrestres (SCHESSEL, 1999).

Algumas áreas de campos apresentam uma proeminente invasão de arbustos, sendo muitas vezes considerados como estágios sucessionais avançados de campos sujos. A predominância das espécies características de tais ambientes está em função da tolerância contra de inundação. Assim áreas inundadas até 3 meses são frequentemente dominadas pela canjiqueira (*Byrsonima orbignyana* A. Juss.) ou lixeira (*Curatella americana*) (campo sujo de canjiqueira, e campo sujo de lixeira); áreas inundadas até 6 meses podem ser invadidas por pombeiros (*Combretum lanceolatum* Pohl ex Eichler, *Combretum laxum* Jacq.), formando ilhas ou touceiras e seu espalhamento pode adensar e formar estandes monoespecíficos. Devido a esse fato, são alvos de um procedimento de manejo denominado em Mato Grosso “limpeza de

campo”. Esses estandes densos foram classificados como macrohabitats específicos, na subclasse dos arbustais.

Áreas cobertas com arbustais (subclasse 3.4)

Arbustal é o nome popular das áreas densamente cobertas por diferentes espécies de arbustos, onde frequentemente há uma espécie dominante, que lhes fornece seu nome. Nossas observações indicam que tais formações são estágios de sucessão, que se iniciam com o campo sujo, entretanto faltam observações sobre o desenvolvimento desses arbustais para estágios mais avançados. Parece que podem ser relativamente estáveis devido à característica densa de seu agrupamento, que dificulta a entrada de espécies arbóreas, porém incêndios podem eliminá-los durante os períodos muito secos e parecem atuar como o fator controlador mais eficiente desses macrohabitats.

Os espinhais são dominados por *Mimosa pellita* Humb. & Bonpl. ex Willd., que atinge uma altura de cerca de 1,50 m e ocorrem em áreas inundadas até 6 meses, ocupando grandes áreas no norte do Pantanal e são ricos em trepadeiras anuais, que cobrem os arbustos durante o período de inundação. Outros arbustais são os canjiquerais, dominados por *Byrsonima orbignyana* A. Juss., que crescem em solo arenoso pouco inundado e são favorecidos por períodos plurianuais secos. Em períodos chuvosos prolongados, eles são naturalmente erradicados (POTT e POTT, 1994; SILVA et al., 1998). O pombeiral permanece inundado até 6 meses, sendo dominado por *Combretum lanceolatum* Pohl ex Eichler ou por *C. laxum* Jacq.), e os arbustos atingem uma altura de cerca de 4 metros. Todos arbustais são problemas para os fazendeiros devido à substituição dos campos por tais vegetações, perdendo o valor para o pastejo do gado. Os pecuaristas tentam erradicar os arbustais, porém é um trabalho difícil, caro e muito laborioso.

Áreas cobertas com florestas poliespecíficas (subclasse 3.5)

As áreas cobertas por florestas inundáveis poliespecíficas têm grande ocorrência e estão associadas às margens dos rios, canais e corixos. Dependendo da sua localização na posição do gradiente de inundação, podem se apresentar em diferentes estágios de sucessão, desde franjas de arbustos, árvores, até a verdadeira floresta inundável (NUNES DA CUNHA e JUNK, 2001). Em geral, na porção mais baixa dos diques marginais perto do canal do rio

ocorrem arbustos e árvores pioneiras, tais como *Alchornea castaneifolia* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) A. Juss., *Sapium obovatum* Klotzsch ex Müll. Arg. e *Albizia polyantha* (A. Spreng.) G.P. Lewis (bigueiro). À medida que surgem os degraus ascendentes para o dique marginal, desenvolve-se a floresta mais estruturada com *Banara guianensis* Aubl., *Mabea paniculata* Spruce ex Benth., *Pterocarpus michelii* Britton, *Zygia cauliflora* (Willd.) Killip, *Spondias mombin* L. (antigamente, *Spondias lutea*), *Mouriri guianensis* Aubl., *Coccoloba mollis* Casar., *Eugenia inundata* DC., *Pouteria glomerata* (Miq.) Radlk., *Pithecellobium cauliflorum* Mart., *Trichilia catigua* A. Juss., *Salacia elliptica* (Mart. ex Schult.) G. Don e *Rheedia brasiliensis* (Mart.) Planch. & Triana.

As partes mais altas são pouco alagadas, o solo é coberto com muita serapilheira, apresenta um estrato herbáceo pobre, exceto em clareiras. As árvores emergentes que suportam este ambiente são *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo, *Ocotea velloziana* (Meisn.) Mez, *Ocotea suaveolens* (Meisn.) Benth. & Hook. f. ex Hieron. e *Vitex cymosa* Bertero ex Spreng.. Muitas dessas espécies são decíduas durante o período seco. A principal ameaça para esse tipo de floresta é fogo em períodos plurianuais mais secos.

Um tipo peculiar de florestas poliespecíficas são as florestas ao longo dos landis. Landis são linhas de drenagem que transportam água dentro da planície. Tais locais mantêm água por até 8 meses por ano e são cobertos por uma floresta muito tolerante à inundação. Espécies características são *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Licania parvifolia* Huber, *Alchornea discolor* Poepp. e *Vochysia divergens* Pohl..

 reas cobertas com florestas monoespecíficas (subclasse 3.6)

As florestas que ocorrem na planície de inundação geralmente são resultado de invasão de espécies monodominantes. A pimenteira (*Licania parvifolia* Huber) forma florestas de 5-8 m de altura, inundadas até 6 meses. O cambará (*Vochysia divergens* Pohl.), por ser muito tolerante   inundação (ARIEIRA e NUNES DA CUNHA, 2006), se espalha em períodos super úmidos pelos campos ao redor (NUNES DA CUNHA e JUNK, 2006). A expansão dos cambarazais   contrabalançada pelos incêndios florestais dos anos extremamente secos que os fazem retra rem. Encontram-se no Pantanal, estandes de diferentes idades de acordo com a sua proteção contra os incêndios. Quando eles são antigos, eles apresentam formações florestais densas com várias espécies associadas, que geralmente são componentes de floresta ripária, tais como *Eugenia* spp, *Tocoyena foetida* Poepp. & Endl. e *Psychotria carthagenensis* Jacq.. Os

cambarazais antigos têm alto valor ecológico como habitats para diversos animais e deveriam ser protegidos. O abobreiro (*Erythrina fusca* Lour.) forma estandes monoespecíficos ao longo do Rio Paraguai, seus canais laterais com baixa carga de sedimentos nos diques marginais pouco desenvolvidos, inundando as árvores em uma profundidade de até 6 m.

Os paratudais são formações monodominantes de *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore (paratudo) com o estrato arbustivo inexpressível (SILVA et al., 1998) e o herbáceo como a espécie característica (SOARES e OLIVEIRA, 2009). Os carandazais são formações homogêneas dominados pela palmeira carandá (*Copernicia alba* Morong) com estratos arbustivo e herbáceo variáveis e diversificados (SILVA et al., 1998), ocorrendo com fisionomias arbóreo aberta e arbóreo arbustiva aberta. O carandá é uma espécie do ambiente Chaquenho, que cresce em áreas alagáveis com altos teores de salinidade (PRADO, 1993).

5.4 Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)

Pântanos de plantas herbáceas (brejos) (subclasse 4.1)

Os brejos são áreas permanentemente encharcadas ou inundadas por águas rasas e frequentemente dominados por uma espécie, por exemplo, o pirizal por *Cyperus giganteus* Vahl, o caitezal *Thalia geniculata* L. (cana do brejo) e ou por *Canna glauca* L. (caité). Em brejos multiespecíficos, várias espécies de gramíneas e ciperáceas aquáticas ocorrem juntas com *Aeschynomene sensitiva* Sw., *Aeschynomene fluminensis* Vell. e trepadeiras como *Cissus spinosa* Cambess., *Ipomoea tenera* Meisn., dentre outras. Segundo Silva (2000), os brejos representaram 7,4% da vegetação do Pantanal, distribuídos ao longo dos rios nas sub-regiões do Paraguai (35,5%), Abobral (16,5%) e Poconé (14,8%), com a função ecológica de filtrar a água e são importantes refúgios para os animais (POTT et al., 2001). Tais ambientes ainda carecem de uma caracterização mais adequada e recomenda-se que, no futuro, sejam objetos de maiores estudos, posto que eles são os macrohabitats mais afetados por alterações hidrológicas naturais ou antrópicas.

Um tipo de brejo peculiar são os batumes (baceiros), que se desenvolvem em cima de uma camada de matéria orgânica flutuante, formada por restos de vegetação aquática também flutuante, observada em lagos permanentes. As raízes e rizomas das plantas crescendo acima dessa camada dão estabilidade para a mesma. A decomposição da matéria orgânica nesse

ambiente é retardada pelas condições anaeróbicas do batume e o material orgânico produzido pelas próprias plantas substitui as perdas e aumenta a camada. Acompanham a subida e descida do nível d'água mantendo o caráter “brejoso” de saturação de água durante o ano inteiro e dentre muitas espécies distinguem-se a ciperácea *Oxycaryum cubense* (Poepp. e Kunth) Pallae, a samambaia *Pityrogramma calomelanos* (L.) Link (SCHESSEL, 1999; POTT et al., 2001; PIVARI et al., 2008;).

Pântanos de plantas herbáceas e palmeiras (subclasse 4.2)

Esses pântanos são dominados pela palmeira buriti (*Mauritia flexuosa* L. f.), que possui cerca de 5 a 15 m de altura, formando os buritizais que, de acordo com Silva et al. (2000), contribuem com 2% das fisionomias do Pantanal, ocorrendo nas bordas do Pantanal de Barão de Melgaço, Paiguás, Nhecolândia e Aquidauana. Eiten (1972) denominou os buritizais de “palm woodland”, separando-os das demais fitofisionomias do cerrado. Tais macrohabitats têm um papel importante na cadeia alimentar pelo fornecimento de frutos, que são muito procurados pelos animais.

5.5 Áreas permanentemente terrestres

Áreas permanentemente terrestres cobrem grandes áreas do Pantanal e podem ser diferenciados em áreas de paleo-sedimentos, tais como paleo-leques aluviais, e paleo-terraços aluviais (capões e cordilheiras) (subclasse 5.1), e afloramentos rochosos (subclasse 5.2). Nesses ambientes, a vegetação característica pertence aos domínios do Cerrado e do Chaco, além de componentes do nordeste seco, da região periamazônica (AB'SÁBER, 1988) e da Floresta Seca Chiquitana. Desenvolvem um papel importantíssimo no conjunto dos macrohabitats do Pantanal, sendo responsável pela grande biodiversidade do mesmo. Macrohabitats permanentemente terrestres não somente são usados por espécies estritamente terrestres, mas servem também como refúgios periódicos para muitas espécies do Pantanal durante as enchentes e tem funções específicas em diferentes estágios do ciclo de vida da biota pantaneira.

Paleo-leques, terraços aluviais, capões, cordilheiras (subclasse 5.1)

A Bacia do Alto Paraguai é uma grande depressão, na qual todos os grandes rios formaram leques aluviais, sendo o maior deles o do Rio Taquarí, com uma área aproximadamente de 50.000 km² (ASSINE, 2003). Tais leques são conjuntos de vários paleo-leques de idade diferente e um leque recente. Várias mudanças climáticas ao longo da história, ainda pouco entendidas, resultaram em períodos plurianuais mais secos e úmidos respectivamente, mudando a descarga da água e a carga sedimentar transportada pelos rios e, conseqüentemente, o nível de inundação dentro da bacia e os processos de sedimentação e erosão internos (AB' SABER, 1988).

Paleo-sedimentos permanentemente terrestres foram depositados em períodos mais úmidos, quando o nível de água era maior de que hoje. Expressões desses acontecimentos são os capões e as cordilheiras no Pantanal de Poconé, áreas altas não inundáveis, os terraços, tendo a sua maior extensão na entrada dos rios da bacia do alto Paraguai, onde a carga sedimentar principal foi depositada. Ab'Saber (1988) menciona também processos neotectônicos como fator responsável para a formação destas áreas. Necessitam-se de maiores estudos para uma classificação mais eficiente dos macrohabitats dos paleo-leques.

Um macrohabitat é representado pela savana florestada (cerradão), que apresenta relação florística e estrutural com os cerradões do Centro-Oeste, com composição florística e fisionomia variável. As espécies arbóreas mais importantes são *Qualea parviflora* Mart., *Qualea grandiflora* Mart., *Alibertia edulis* (Rich.) A. Rich. ex DC., *Byrsonima orbignyana* A. Juss., *Brosimum gaudichaudii* Trécul, *Kielmeyera coriacea* Mart. & Zucc., *Diospyros hispida* A. DC., *Erythroxylum suberosum* A. St.-Hil., *Tocoyena formosa* (Cham. & Schltdl.) K. Schum., *Curatella americana* L. e *Hancornia speciosa* Gomes.

O segundo macrohabitat é formado por floresta estacional semidecidual, caracterizada pela perda das folhas no período seco. O nível da decíduidade varia entre anos de seca mais acentuada e anos mais úmidos. Espécies características são *Trichilia stellatomentosa* Kuntze, *Combretum leprosum* Mart., *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl., *Trichilia elegans* A. Juss., *Astronium fraxinifolium* Schott, *Fagara hassleriana* Chodat, *Pithecellobium edwallii* Hoehne, *Rhamnidium elaeocarpum* Reissek, *Tabebuia roseoalba* (Ridl.) Sandwith, *Vitex cymosa* Bertero ex Spreng. e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong.

O terceiro macrohabitat é formado pela floresta sazonal decídua apresenta conjunto de espécies comum a floresta estacional semidecidual, tais como, *Tabebuia impetiginosa* (Mart.

ex DC.) Standl., *T. roseoalba*, *Combretum leprosum*, *Casearia gossypiosperma*, *Myracrodruon urundeuva* Allemão, além de *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Reis, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Bren, *Spondias mombin* L. (antigamente, *Spondias lutea*) e *Cedrela fissilis* Vell.. As espécies emergentes apresentam até 35 metros de altura e presença de lianas e bambu (*Guadua paniculata* Munro) pode ser abundante.

Estudos têm indicado que algumas florestas estacionais do Pantanal apresentam características e identidades próprias, o que as torna uma unidade vegetacional singular nos seus aspectos florísticos e ecológicos (DUARTE, 2007). Ocorrem em condições de solos mais férteis e geralmente são dominadas pela palmeira *Scheelea phalerata* (Mart. ex Spreng.) Burret. Acredita-se que a abundância dessa palmeira seja o resultado do manejo pelos povos indígenas em períodos pré-colombianos.

Morros (Inselberge) (subclasse 5.2)

Os morros relictuais da Província Serrana e do Planalto do Urucum–Amolar, denominados inselberge, são afloramentos rochosos que se levantam até acima de cem metros da superfície da planície do Pantanal e se estendem sobre dezenas de hectares. Encontram-se em suas encostas gravações rupestres, indicando a ocupação humana dessas áreas em épocas pré-colombianas.

Os morros, em sua maior parte, são cobertos por floresta estacional decidual que apresenta porte baixo (6 a 8 m), com fisionomia xerofítica e presença de cactáceas arbóreas (*Cereus peruvianus* (L.) Mill.). Entre os componentes arbóreos típicos, encontram-se *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Bren e *Aspidosperma parvifolium* A. DC.. Em solo arenoso, ocorre cerrado aberto e/ou cerrado florestado. Neste, o estrato arbóreo é dominado por *Aspidosperma* cf. *parvifolium* (guatambu) e *Magonia pubescens* A. St.-Hil. (timbó). Campo rupestre aparece quando ocorrem lajes declivosas nos morros. As plantas (e.g., cactáceas) são morfofisiologicamente especializadas às condições de severo xerofitismo edáfico e muita luz.

5.6 Áreas antropogênicas

As áreas antropogênicas do Pantanal podem ser divididas em: áreas paleo-antrópicas (subclasse 6.1) e áreas recentes (subclasse 6.2). As áreas paleo-antrópicas são representadas

pelos capões de aterro (macrohabitat 6.1.1), que são áreas construídas de cerca 1 ha, que se levantam acima do nível de enchentes mais altas. Foram construídos pelos índios para refúgios durante as enchentes e as idades destes remontam há 8.200 anos A.P. (SCHMITZ et al., 1998). Os testemunhos mais palpáveis da ocupação nesses aterros são os ossos de peixes e as carapaças dos moluscos aquáticos, fragmentos de cerâmica, contas de colar e os sepultamentos humanos. A presença das conchas (moluscos) causa aumento da estabilidade e fertilidade do local, uma vez que seu acúmulo e decomposição levam a formação de um novo mineral, Beidellita, que tem alta capacidade de troca de íons, protegendo bioelementos essenciais contra a lixiviação (IRION et al., 2011). As espécies de plantas que ocorrem nesses macrohabitats apresentam valor para o uso humano, tais como *Musa sp.* (banana), *Genipa americana* L. (jenipapo), *Unonopsis lindmanii* R.E. Fr. (pindaíva), *Ficus sp.* (figueira), *Cassia grandis* L. f. (canafístula), *Sapindus saponaria* L. (saboneteira), *Rheedia brasiliensis* (Mart.) Planch. & Triana (cupari).

As recentes áreas artificiais ocupam um espaço cada vez maior no Pantanal (macrohabitats 6.2.1 a 6.2.6). As estradas de fazenda, acompanhadas por caixas de empréstimo lateralmente, espalham-se cada vez mais por todo Pantanal, modificando o fluxo da água e a hidrologia de grandes áreas. As consequências para a vegetação não foram estudadas, porém são frequentemente visíveis as mudanças causadas pela diferença no nível da água sobre a composição florística em ambos os lados da estrada. Os pequenos reservatórios de água (tanques) construídos para atender o gado durante a seca são também visitados pelos animais silvestres. Outra atividade atual é produzida por alguns fazendeiros que abrem pequenos canais para drenar áreas pantanosas ou para endireitar canais naturais. Chamamos a atenção em especial para essas atividades, pois qualquer modificação das condições hidrológicas em maior escala terá sérios efeitos negativos para as áreas afetadas. Acreditamos que tais atividades deveriam ser evitadas. Grandes projetos, como a canalização do Rio Paraguai (Projeto Hidrovia), seriam catastróficos para o Pantanal, afetando seriamente em grande escala as suas estruturas e funções ecológicas (PONCE, 1995).

A introdução de gramíneas exóticas resistentes à inundação já demonstra influências no estrato herbáceo em vários locais do Pantanal. Essa atividade é propagada visando à melhoria da qualidade e produtividade dos pastos. Incluímos essas áreas como um macrohabitat específico, uma vez que as consequências ecológicas resultantes da introdução de tais espécies ainda não foram estudadas e carece-se de mais informações para manejo adequado, uma vez que é um processo irreversível.

6. Manejo sustentável e proteção do Pantanal Mato-grossense

A diversidade de habitats é um desafio para todos aqueles que interagem com o Pantanal, principalmente para as pessoas que vivem na região (pantaneiros), mas também para os cientistas e planejadores que ali atuam. As comunidades locais utilizam os recursos do Pantanal de forma tradicional, por exemplo, a pecuária de baixa densidade, que há mais de 200 anos tem empregado estratégias levando em consideração os benefícios dos seus habitats específicos e a manutenção do desenvolvimento sustentável (SANTOS et al., 2011). No entanto, novos fazendeiros estão trazendo novas abordagens e as necessidades econômicas têm pressionado rumo a uma intensificação ou até mesmo mudança total dos sistemas de gestão, o que muitas vezes pode ser à custa da integridade dos ecossistemas do Pantanal. Um exemplo é o aumento das solicitações de autorização junto à Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Mato Grosso (SEMA) para o desmate dos terraços não inundáveis e a substituição dos campos nativos por campos de gramíneas exóticas. Além disso, mudanças na área de captação superior do Pantanal trouxeram alterações na descarga d'água e um aumento na entrada de sedimentos nos principais rios tributários do Pantanal e isso tem afetado dramaticamente e em diferentes extensões os habitats dentro do Pantanal (MACHADO et al., 2011).

As ameaças externas ao Pantanal só serão controladas por meio de um plano de gestão integrado, que considera a Bacia do Alto Paraguai como a unidade de planejamento. O uso inteligente e eficiente dos recursos do Pantanal deve considerar a manutenção dos processos hidro-ecológicos em toda a bacia hidrográfica, conforme disposto em lei pela Constituição Federal Brasileira e recomendado pelo Millennium Ecosystem Assessment (CALHEIROS et al., 2012).

Quanto às ameaças internas ao Pantanal, considerar a gestão do ponto de vista da Convenção de Ramsar seria um marco regulatório. Significa garantir a manutenção do carácter ecológico do ecossistema pantaneiro mediante a implantação de desenvolvimento sustentável. Todas as atividades de desenvolvimento no Pantanal devem considerar o máximo possível: (1) a manutenção do ciclo hidrológico natural e os fluxos de sedimentos, (2) a manutenção da diversidade dos habitats naturais, dos processos ecológicos, e das espécies, incluindo o fluxo gênico dentro do Pantanal e com o Planalto, (3) a estabilidade e garantia das condições de vida adequadas às populações tradicionais, (4) a eliminação de projetos de grandes obras de infraestrutura que alteram a hidrologia, o fluxo de sedimentos e nutrientes, evitando o desequilíbrio ambiental e a poluição.

A mitigação de tais efeitos colaterais negativos de interferências no ciclo hidrológico tem custos extremamente elevados, conforme foi documentado para os Everglades (ENGEL, 2013). O uso sustentável do Pantanal não permite uma agricultura de grande escala, porque, durante a fase seca, exigiria a utilização de irrigação, aplicação de fertilizantes e pesticidas químicos que durante a inundação seriam liberados diretamente para o ambiente aquático, afetando negativamente plantas e animais, incluindo espécies de peixes economicamente importantes.

A pecuária de baixa densidade tem sido uma das vocações naturais para os pantaneiros, realizada com a utilização de grandes áreas de campos nativos denominados “pastagens nativas”. Considerando que 95% do Pantanal são propriedades privadas, o futuro dessa região vai depender de como os proprietários gerenciarão as suas terras. Um exemplo didático foi verificado na organização dos fazendeiros para instituir o projeto Pantanal Natural Regional Park (PNRP). Essa experiência apresentou várias deficiências, principalmente no que diz respeito à definição de seus objetivos e à forma de controle utilizada, conforme argumentou Girard (2013). No entanto, essas deficiências podem ser sanadas com a adoção de legislação específica baseada nos princípios de aceitação e adaptabilidade das áreas úmidas, com o objetivo principal de proteção total dos habitats-chave e da gestão de controle realizada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e outras áreas de uso restrito a serem definidas.

O Pantanal está amparado por várias leis que regulam a ocupação do espaço, o manejo dos seus recursos e a proteção ambiental. Porém, existe uma discrepância grande entre as leis existentes e sua implementação. Além disso, existem pressões políticas pesadas para diminuir o estágio de proteção em favor de atividades agroindustriais. Em 1988, a Constituição Federal conferiu ao Pantanal o título específico de Patrimônio Nacional, embora este estado ainda não tenha resultado em qualquer consequência prática. Desde 1993, o Brasil é signatário da Convenção de Ramsar e, em 1996, ratificou-a no Decreto Nº 1.905, de 16 de maio de 1996, promulgando a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, incluindo o Pantanal. Porém, várias ações políticas recentes ferem os compromissos assumidos com a assinatura desta convenção, como será mostrado em seguida. A Lei nº 6.040/2007 confere aos pantaneiros o estatuto específico de uma "população tradicional", garantindo direitos específicos que podem ser utilizados para a gestão sustentável do Pantanal. No entanto, esses direitos ainda precisam de especificação, portanto, não foram implantados no Pantanal.

Nesse sentido, os pecuaristas, que atenderem os princípios legais, teriam função chave no manejo sustentável do Pantanal. Santos e Costa (2002) e Santos et al. (2002) têm apontado que o manejo sustentável das pastagens deve envolver a aplicação de planos adequados de manejo estratégico, uma vez que, para atender as questões de sustentabilidade unidas com a produtividade, dependerá da habilidade de detectar as alterações e implementar respostas mitigatórias em escalas relevantes. Outra opção que merece ser discutida é o fornecimento de estímulos econômicos, por exemplo, a redução de impostos para os pecuaristas que praticam o manejo sadio das áreas úmidas. Tais medidas se justificam pelo fato de que tais fazendeiros estariam prestando um serviço à sociedade, auxiliando a manutenção de uma zona úmida de importância nacional e internacional, e devem ser compensados por possíveis perdas de rendimento relacionadas com esse serviço. A Europa oferece muitos exemplos de apoio à gestão das paisagens culturais de grande valor ecológico (VOS e MEESKES, 1999), porém essas áreas são muito pequenas em comparação com o Pantanal, portanto, é necessário o desenvolvimento de soluções específicas para o Brasil na gestão do Pantanal.

Na parte brasileira, o Pantanal conta com apenas cerca de 5% de proteção integral (unidades de conservação como Parque Nacional, Reserva Biológica, Reserva Particular do Patrimônio Natural) (Fig. 7). Isso certamente não é o suficiente, e concordamos com Lourival et al. (2009) e Ide et al. (2013) que no mínimo cerca de 20% da área deveriam receber proteção total. A análise dos sistemas e programas de proteção existentes para o Pantanal levou Lourival et al. (2009) a concluir que nenhum dos quatro cenários de conservação analisados atenderam as metas de proteção de habitats de áreas preferenciais e nem mesmo protegia os 17 substitutos da biodiversidade utilizados em suas análises. Isso mostra que há necessidade de acordos com o seguimento de fazendeiros e outros grupos que usam recursos naturais no Pantanal, tais como ribeirinhos, pescadores, pessoas envolvidas com ecoturismo etc. para implantar uma gestão sábia para a região.

Os fazendeiros tradicionais reivindicaram o controle de arbustos e árvores invasoras dos campos nativos que são utilizados para pastagens do rebanho bovino. Atendendo a essas reivindicações, o Decreto Nº 8.188, de 10 de outubro de 2006, na Seção II, trata “Da Limpeza de Pastagens no Pantanal”. A retirada da vegetação nativa para a limpeza de pastagens nativas e artificiais é permitida e a prática foi definida como a supressão de espécies consideradas invasoras na atividade da pecuária e estabelece a necessidade de autorização da SEMA-MT para efetuar-la e em áreas licenciadas. O Art. 80 permite o desmatamento quando, no estágio sucessional de regeneração, ocorrerem espécies arbóreas, isto mediante apresentação do Plano

de Exploração Florestal (PEF) segundo roteiro SEMA, mediante Licenciamento Ambiental da Propriedade Rural. Estariam aqui incluídas plantas invasoras como *Vochysia divergens*, *Combretum lanceolatum*, *C. laxum*, e *Curatella americana*, que se espalham vigorosamente pelos campos nativos e formam estandes monoespecíficos densos alterando a composição de herbáceas para lenhosas. Esse decreto não define o que é “limpeza de campo”, em quais ambientes, o quanto e quando deve ocorrer esse tipo de manejo.

O grande equívoco nasce do tratamento legal ao Pantanal sem considerá-lo como AU, como preconiza a ciência e a Convenção Ramsar. Por causa da sua grande extensão, o Pantanal é um complexo de paisagens de AU. No entanto, nenhuma documentação oficial tem tratado o Pantanal Mato-grossense com a abordagem científica. Por exemplo, em 1988 o zoneamento aprovado pela Assembleia Legislativa de Mato Grosso do Sul reduziu a área do Pantanal, definido pelo Projeto RadamBrasil (BRASIL, 1982), descaracterizando o Patrimônio Nacional, limitando-o à denominada “Planície Pantaneira”. Excluíram grande parte do município de Porto Murtinho e o sul do Pantanal foi transformando em “Zona do Chaco”. Esse desmanche do Pantanal é um total equívoco tanto político, jurídico e científico e fere o tratado Ramsar e a Constituição Federal. Para decidir políticas que apliquem o previsto pela Constituição Federal de 1988 e pela Lei Nº 12.651/12, é fundamental a abordagem científica em respeito à identificação, delimitação e classificação do Pantanal Mato-grossense e dos seus macrohabitats como proposto neste artigo.

Em 21/01/2008, foi aprovada a Lei Nº 8.830, conhecida como Lei de gestão do Pantanal que trata da definição, delimitação e manutenção da sustentabilidade ambiental, econômica e social. Essa lei aplica à planície alagável o mesmo princípio do código florestal brasileiro (legislação federal e estadual) para definir áreas de preservação permanente de acordo com o parágrafo § 1 do artigo 7: “As faixas marginais de preservação permanente terão como referencial o nível mais alto dos rios e demais cursos d’água, conforme estabelecidos na legislação estadual, parágrafo 2º, a definição do nível mais alto dos rios e demais cursos d’água, para fins de delimitação de Área de Preservação Permanente na Planície Alagável, será efetuada durante o período sazonal de seca.” Essa interpretação fere as recomendações científicas sobre a delimitação das AU e o acordo firmado pelo Brasil na Convenção de Ramsar, que tem a filosofia do conceito de “uso racional, uso inteligente” das zonas úmidas, no contexto do desenvolvimento sustentável mantendo o caráter ecológico das AUs mediante a implementação de abordagens ecossistêmicas. Considerando o fato, que durante a seca cerca de 90% do Pantanal é seca, essa legislação deixa a maior parte da área desprotegida (Fig. 8).

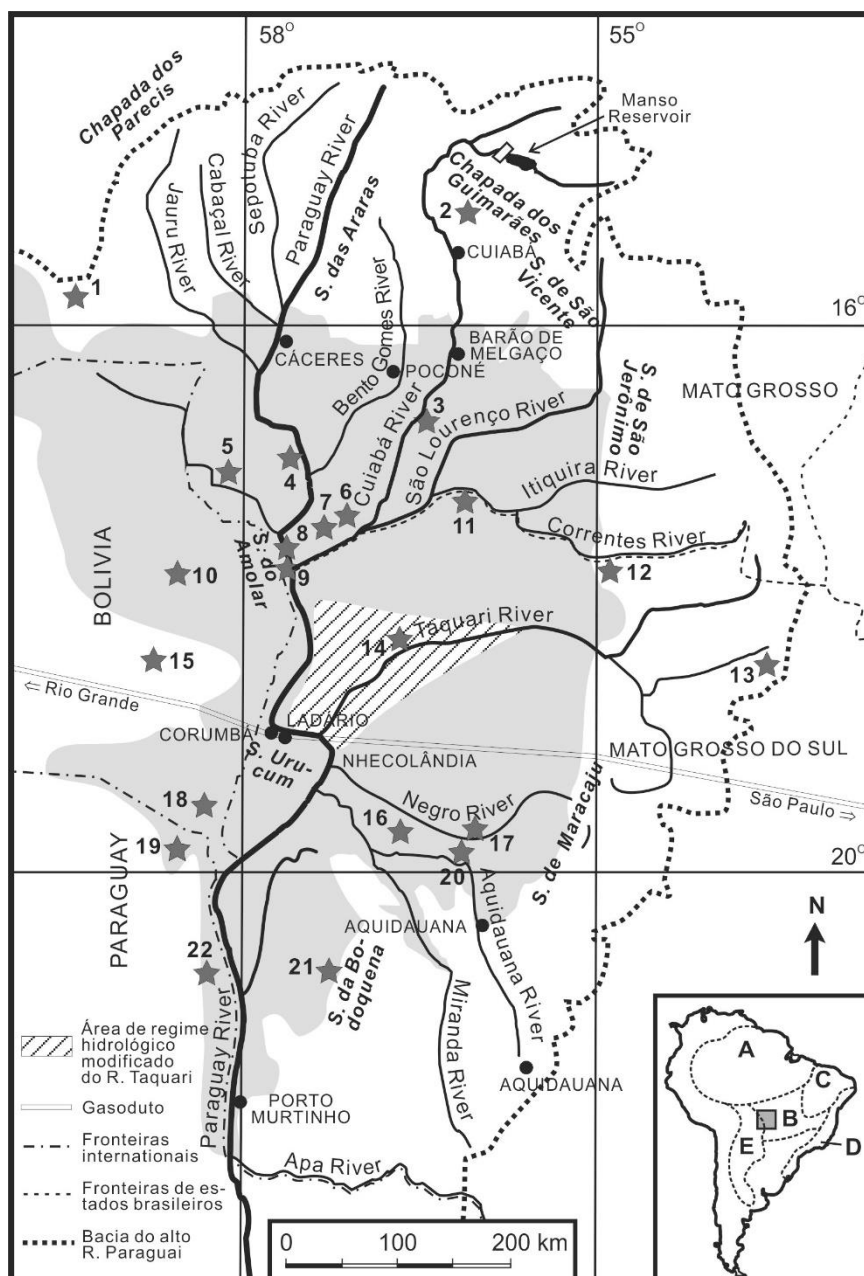


Figura 7. Mapa do Pantanal e de sua bacia hidrográfica e a posição das áreas protegidas. 1 = Parque Estadual da Serra de Ricardo Franco, 2 = Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, 3 = Reserva particular Pantanal do Serviço Social do Comércio, 4 = Estação Ecológica de Taiaimã, 5 = Parque Guirá, 6 = Reserva Particular Doroché, 7 = Parque Nacional do Pantanal, 8 = Reserva Particular Acurizal, 9 = Reserva Particular Penha, 10 = Reserva de Manejo Integrado San Matias, 11 = Reserva Particular Fazenda Poleiro Grande, 12 = Parque Estadual Serra de Sonora, 13 = Parque Estadual Nascentes do Rio Taquari, 14 = Reserva Particular Fazenda Nhumirim, 15 = Reserva Municipal do Valle de Tucayaca, 16 = Complexo do Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro e das Reservas Particulares de Fazendinha e Santa Sofia, 17 = Reserva Particular Fazenda Rio Negro, 18 = Parque Nacional e Reserva Nacional de Manejo Integrado Otuquis, 19 = Parque Nacional do Rio Negro, 20 = Reserva Particular Dona Aracy, 21 = Parque Nacional Serra da Bodoquena, 22 = Reserva Particular Fazenda Rancho Seguro e Tupaciara. A área escura perto de Nr. 14 é afetada pelas mudanças hidrológicas do baixo Rio Taquari. O mapa pequeno indica a posição do Pantanal na América do Sul e os biomas adjacentes: A = Floresta Amazônica, B = Cerrado, C = Caatinga, D = Mata Atlântica, E = Chaco. (de acordo com JUNK et al., 2006)

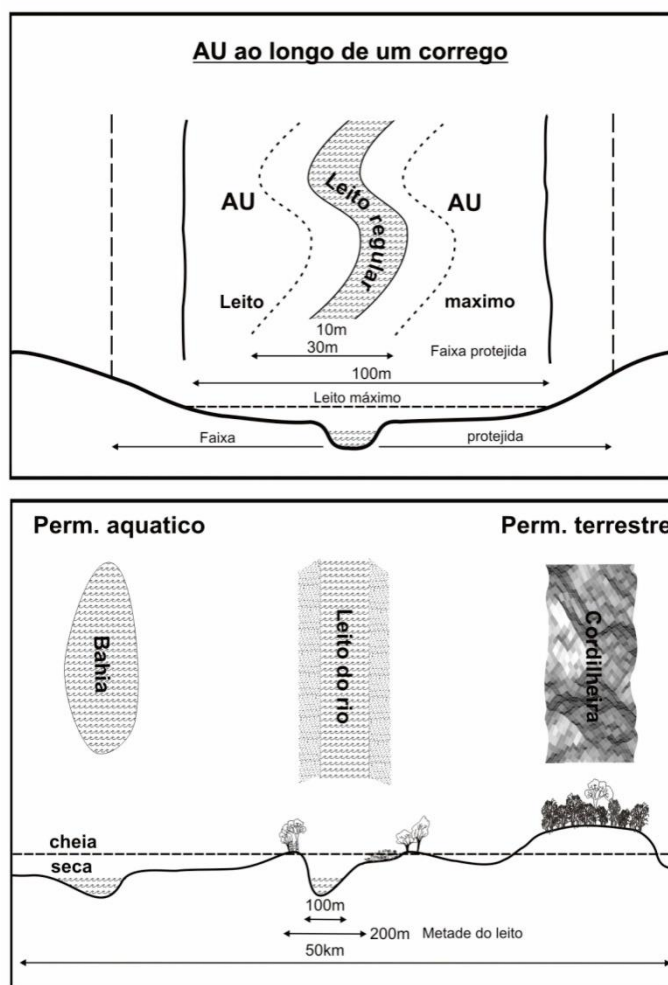


Figura 8. O impacto do novo código florestal às AU ao longo de pequenos rios e aos grandes AU, tal como o Rio Paraguai, dentro do Pantanal Mato-grossense. As AU ao longo de pequenos rios perdem boa parte de sua proteção e, com isso, suas funções ecológicas, aumentando o risco de alagamentos catastróficos. Para grandes rios e suas AU conectadas, tais como o alto Rio Paraguai e o Pantanal Mato-grossense, o novo código florestal não é aplicável porque a proteção iria somente abranger os diques marginais, deixando 90% do Pantanal desprotegidos.

Os Artigos 10 e 11 do Novo Código Florestal (Lei Nº 12.651/12), no item Áreas de Uso Restrito, definem normas para a exploração ecologicamente sustentável de PANTANAIS E PLANÍCIES PANTANEIRAS (Pantanal), com o objetivo de proteger os seus solos e água, bem como a estabilidade dos mercados florestais. Ainda na Lei nº 12.651/12, no XVI, definem-se áreas úmidas: pantanais e superfícies terrestres cobertas de forma periódica por águas, cobertas originalmente por florestas ou outras formas de vegetação adaptadas à inundação (Incluído pela Medida Provisória nº 571, de 2012). Em 2002, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu, com Resolução Nº 302, os parâmetros, definições e limites de áreas de proteção permanente (APP). O uso dessas áreas, públicas ou privadas, é restrito a "preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, e o fluxo

gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas." O Código Florestal determina também a largura das faixas de mata de galeria que devem ser protegidas ao longo dos córregos e rios, considerando a largura dos seus leitos. Enquanto o código antigo determinava a largura do leito durante a inundação máxima (leito máximo do rio) como base para a proteção da zona ripária, a nova lei (Lei Nº 12.651/12,) considera um nível "regular" de água (leito regular do rio). Isso reduziu drasticamente a proteção das áreas úmidas e resultará em uma enorme destruição e a não recuperação das áreas já destruídas ao longo dos córregos e rios brasileiros.

Um recente projeto de lei para o Pantanal em discussão tem como base o novo Código Florestal (Nova Lei do Pantanal) e também ignoram as peculiaridades geomorfológicas e ecológicas das grandes áreas úmidas brasileiras. Ela protegeria somente as beiras dos rios e canais e deixaria a maior parte do Pantanal desprotegida (Fig. 8). Além disso, a colonização histórica dessas áreas pelo homem tem que ser considerada, como mostrado por Vieira (1997) para as várzeas dos rios amazônicos. Nas várzeas, os diques marginais ao longo dos canais dos rios são locais tradicionalmente preferidos pelos moradores, por causa da sua altura e do acesso permanente à água limpa e meios de transporte.

Ide et al. (2013) ressaltaram que, na Bacia do Alto Paraguai, o Pantanal é transfronteiriço do Brasil com Bolívia e Paraguai e que mudanças na hidrologia nessa região afetariam Argentina e Uruguai também. Estados nacionais não podem explorar seus recursos naturais sem levar em conta as consequências a seus vizinhos. Considerando a natureza transfronteiriça do Pantanal, discussões com os governos são necessárias para harmonizar os esforços de proteção e manejo sustentável em toda a área. O conceito de gestão integrada exige a harmonização legal dos países envolvidos, o que ainda falta para a região do Pantanal. Experiência de gestão compartilhada deveria ser buscada, por exemplo, com a Comissão Permanente da Bacia do Rio Okavango (OCACOM). A OCACOM trata o delta do Okavango-Botswana e é composta por representantes de Botswana, Namíbia e Angola, estas localizadas na bacia superior do delta. Os membros da OCACOM discutem aspectos de gestão e repartição de benefícios por meio de iniciativas de gestão de bacias hidrográficas transfronteiriças (VALDERPOST et al., 2012).

7. Discussão e Conclusões

Segundo os acordos da Convenção de Ramsar, os inventários das áreas úmidas são

instrumentos adequados para elaborar políticas e medidas para a conservação e uso sustentável delas. A finalidade do inventário é reunir informações que descrevam as características ecológicas das AUs, proporcionando dados necessários para formular estratégias e intervenções normativas e de manejo para manter o carácter do ecossistema de zonas úmidas, seus benefícios e serviços desses ecossistemas.

O sistema de classificação nacional de AU, proposto por Junk et al (2013), considera AU de grande porte como o Pantanal como uma grande paisagem complexa, cujos macrohabitats estão distribuídos na matriz da ATTZ e têm seus organismos e funções interligados. Essas grandes AU ocupam na classificação nacional a posição de classes. Para fazer jus à complexidade dessas paisagens, 5 unidades funcionais foram estabelecidas, caracterizando a dinâmica hidrológica, mais uma, que abrange as áreas antropogênicas. A descrição dos macrohabitats baseia-se em parâmetros hidrológicos, físico-químicos de solo e da água, e vegetacionais, internacionalmente reconhecidos, de modo a serem facilmente comparados ou incluídos em outros sistemas de classificação internacionalmente aceitos. Para o Pantanal, foram estabelecidas 16 subclasses e 56 macrohabitats. Esses números certamente irão aumentar, porque grandes áreas do Pantanal ainda não foram inventariadas e seus macrohabitats devidamente caracterizados. Porém, o sistema de classificação apresentado neste estudo é flexível o suficiente para incluir novas unidades. A classificação está avançada de modo a ser usada como base de discussão com outros cientistas, gestores e com as pessoas que vivem no Pantanal, os quais podem dar informações a respeito de habitats adicionais ou modificar os já propostos, de tal forma que um sistema de classificação definitivo seja alcançado (DUARTE et al., em press).

A abordagem dos macrohabitats aqui proposta utiliza as unidades paisagísticas que, na maioria das vezes, são distinguidas pela população local por sua vegetação. É, portanto, semelhante ao sistema elaborado por Gopal e Sah (1995) em sua classificação das áreas úmidas do subcontinente indiano. As denominações populares dos habitats e/ou tipos de vegetação são o resultado de observações e assimilação a longo prazo das características geológicas, hidrológicas e biológicas específicas, fornecendo informações sobre funções específicas da paisagem que a população tradicional usava no manejo.

Denominações locais também facilitam a aceitação de um sistema de classificação pelas pessoas nativas, o que é de importância fundamental no desenvolvimento e aplicação de medidas de proteção. Diversidade funcional e diversidade de espécies estão relacionadas à diversidade de habitats, no entanto a diversidade de habitat está hoje ameaçada pelas estratégias

de manejo inadequadas. A batalha atual entre os atores que utilizam esses habitats e os programas de proteção ambiental se dá, na maioria das vezes, mais em uma escala de habitats e comunidades vegetais do que em relação à escala regional. O novo sistema de classificação dos principais macrohabitats do Pantanal tem como objetivo superar os seguintes problemas: (1) falta de limites claros entre muitos macrohabitats, (2) mudanças nas condições de habitat no ATTZ ao longo do ano, devido ao pulso de inundação, (3) mudanças em grande escala nas condições de macrohabitats e as alterações relacionadas na cobertura vegetal, devido às mudanças climáticas plurianuais, e (4) o efeito de dois séculos de impacto humano que mudou as comunidades de plantas de uma maneira que é difícil de reconstruir.

Este sistema de classificação ainda é preliminar, porque o tamanho do Pantanal e a dificuldade de acesso a algumas das suas regiões não permitem examiná-lo em sua totalidade, ou estudar todos os seus macrohabitats em detalhe. Além disso, o nosso conhecimento sobre as propriedades físico-químicas da água e dos solos, o impacto da origem de água, e o impacto do estresse de seca e queimadas na vegetação ainda é insuficiente. O fato de que as comunidades de diferentes plantas são encontradas na mesma posição no gradiente de inundação demonstra que interações complexas entre os diferentes fatores abióticos podem criar macrohabitats diferentes. O Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Áreas Úmidas (INAU), da Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, criado recentemente, irá preencher essas lacunas durante os próximos anos.

É responsabilidade dos políticos, planejadores e cientistas elaborar planos de manejo e regulamentos que permitam aos pantaneiros e stake-holders fazer uso dos múltiplos benefícios do Pantanal sem destruí-lo. Eles também devem controlar e reduzir os impactos negativos que envolvem a área de captação. Além disso, devem desenvolver cooperação com a Bolívia e o Paraguai, que também participam do Pantanal, e com a Argentina, que ocupa o curso inferior do Rio Paraguai, na elaboração de estratégias de desenvolvimento sustentáveis e benéficas às AUs. O desenvolvimento econômico dos países faz muita pressão às AUs que estão sendo alteradas e destruídas em ritmo acelerado. O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) prevê mudanças significativas nos ciclos hidrológicos das respectivas regiões. Nesse contexto, a proteção das AU como tampão hidrológico nas paisagens é de suma importância não somente ecológica, mas também econômica e social.

Referências Bibliográficas

- AB’SABER, A.N. (1988). O Pantanal Mato-grossense e a teoria dos refúgios. **Revista Brasileira de Geografia**. 50:9–57.
- ADÁMOLI, J. (1981). **O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados**. Discussão sobre o conceito “Complexo do Pantanal”. Congresso Nacional de Botânica, Teresina, 1981. Sociedade Brasileira de Botânica. 32: 109–119.
- ALMEIDA, T.I.R., FERNANDES, E.; MENDES, D.; SÍGOLO, J.B. (2011). Distribuição espacial de diferentes classes de lagoas no Pantanal da Nhecolândia, MS: uma contribuição ao estudo de sua compartimentação e gênese. **Anais 1 Simpósio de Geotectonias - Pantanal**. Campo Grande, Brasil. EMBRAPA Informática Agropecuária/INPE. p 155-164.
- ALVARENGA, S.M.; BRASIL, A.E.; PINHEIRO, R.; KUX, H.J.H. (1984). Estudo geomorfológico aplicado à Bacia do alto Rio Paraguai e Pantanaís Mato-grossenses. **Boletim Técnico Projeto RADAM/BRASIL**. Série Geomorfologia, Salvador 187: 89–183.
- AMARAL FILHO, Z.P. (1986). Solos do Pantanal Mato-grossense. In: **EMBRAPA** – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (eds.), Anais do I Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal, EMBRAPA/UEPAE/UFMS, Brasília, pp. 91–103.
- ARIEIRA, J.; NUNES DA CUNHA, C. (2006). Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, 20: 568-580.
- ASSINE, M.L. (2003). **Sedimentação na bacia do pantanal mato-grossense**, Centro Oeste do Brasil. Tese de Livre Docência. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 105p.
- ASSINE, M.L.; SOARES, P.C. (2004). Quaternary of the Pantanal, westcentral Brazil. **Quat Int** 114:23–34.
- ASSINE, M.L. (2005). River avulsions on the Taquari megafan, Pantanal wetland, Brazil. **Geomorphology**, 70:257-371.
- BACANI, V.M.; SAKAMOTO, A.Y. (2007). Evolução do uso e ocupação do solo no Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil. Três Lagoas – MS. **Revista Eletrônica da associação dos Geógrafos Brasileiros**. 1:81-102.

BRASIL (1982). Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral. **Projeto RADAM-BRASIL**. Folha SE. 21 Corumbá e parte da folha SE. 20: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro. 448p. (Levantamento de Recursos Naturais, 27).

CALHEIROS, D.F.; OLIVEIRA, M.D.; PADOVANI, C.R. (2012). Hydro-ecological processes and anthropogenic impacts on the ecosystem services of the Pantanal wetland In: IORIS, A.A.R. (Org.). **Topical Wetland Management: The South-American Pantanal and the International Experience**. 1ed. Surrey: Ashgate Publishing Company, 2012, v. , p. 29-58.

COUTINHO, L.M. (2006). O conceito de bioma. **Acta Bot. Bras.** 20(1):1-11.

COUTO, E.; OLIVEIRA, V. (2011). The Soil Diversity of the Pantanal. In: JUNK, W.; DA SILVA, C.; NUNES DA CUNHA, C.; WANTZEN, K. (Eds.). **The Pantanal of Mato Grosso: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia Pensoft. 71–102.

COWARDIN, L.M.; CARTER, V.; GOLET, F.C.; LAROE, E.T. (1979). Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., 131 pp.

DEL´ARCO, J.O.; SILVA, R.H.; TARAPANOFF, L.; FREIRE, F.A.; PEREIRA, L.G.M.; SOUZA, S.L.; LUZ, L.G.; PALMEIRA, R.C.B.; TASSINARI, C.C.G. (1982). Folha SE. 21 Corumbá e Parte da Folha SE. 20, Geologia. In: **RADAM-BRASIL**. Rio de Janeiro, MME. p. 25-160. (Levantamento de Recursos Naturais 27).

DRAGO, E.C.; WANTZEN, K.M. e PAIRA, A.R. (2008). The Lower Paraguay river-floodplain habitats in the context of the Fluvial Hydrosystem Approach. **Ecohydrology e Hydrobiology**, vol.8 (1). 49-66.

DUARTE, T. (2007). **Florística, Fitossociologia e Relações Solo-Vegetação em Floresta Estacional Decidual em Barão de Melgaço, Pantanal de Mato Grosso**. Tese apresentada no programa de Pós-graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa, MG. Brasil.

DUARTE, T.G.; NUNES DA CUNHA, C. e JUNK, W.J. (no prelo). **Classificação preliminar dos macrohabitats do Pantanal e aceitação pela população local**.

DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H.F. (1995). Florística e fitossociologia de matas ciliares do oeste paulista. **Revista do Instituto Florestal**, 7:197-239.

EATON, D.P.; SANTOS, S.A.; SANTOS, M.C.A.; LIMA, J.V.B.; KEUROGHLIAN, A. (2011.) Rotational Grazing of Native Pasturelands in the Pantanal: an effective conservation tool . **Tropical Conservation Science**. Vol.4 (1):39-52.

EITEN, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**. 38:201-341.

EITEN, G. (1983). **Classificação da vegetação do Brasil**. CNPq, Brasília, Brasil: 305 p.

EITEN, G. (1982). Brazilian savannas. In **Ecology of tropical savannas** (B.J. Huntley e B.H. Walker, eds.), Springer-Verlag., Berlin, p.25-47.

FRANCO, M.; PINHEIRO, R. (1982). Geomorfologia, In: BRASIL. Ministério das Minas e Energia Secretaria Geral. **Projeto RADAMBRASIL**. Folha SE.21 – Corumbá e parte da Folha SE.20 Rio de Janeiro (Levantamento de Recursos Naturais, 27).

FELFILI, J.M. (1995). Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, 117: 1-15.

FERRAZ DE LIMA, J. A. (1986/1987). A pesca no pantanal de Mato Grosso (Rio Cuiabá: a importância dos peixes migradores). **Acta Amazônica**, 16/17: 87-94.

FIGUEIREDO, D.M.; DORES, E.F.G.; PAZ, A.R.; SOUZA, C.F. (2012). Availability, Uses and Management of Water in the Brazilian Pantanal. In: IORIS, A.A.R. (Org.). **Topical Wetland Management: The South-American Pantanal and the International Experience**. 1ed. Surrey: Ashgate Publishing Company. p. 59-98.

FINLAYSON, C.M.; VAN DER VALK, A.G. (1995). Wetland classification and inventory: A summary. **Vegetatio**, 118:185-192

GODOI FILHO, J. D. (1986). Aspectos geológicos do Pantanal Mato-grossense e sua área de influência. Corumbá: **Anais**, Brasília: EMBRAPA, 265 p. 63-76.

GOPAL, B.; SAH, M. (1995). Inventory and classification of wetlands in India. **Vegetatio**, 118: 39-48.

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, The Netherlands, pp 9-15.

GÜNTZEL, A.M.; PANARELLI, E.A.; DA SILVA, W.M.; ROCHE, K.F. (2010). Influence of connectivity on Cladocera diversity in oxbow lakes in the Taquari River floodplain (MS, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 22(1): 93-101.

HAMILTON, S.K.; SIPPEL, S.J.; MELACK, J.M. (1996). Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. **Archiv fuer Hydrobiologie**, 137: 1–23.

HIGGINS, J.V.; BRYER, M.T.; KHOURY, M.L.; FITZHUGH, T.W. (2005). A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. **Conservation Biology**, 19: 432-445.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (1992). **Manual técnico da vegetação Brasileira**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil: 44p.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA (2004). **Mapa de Biomas do Brasil**, (1: 5.000.000), Série "Mapas Murais". Disponível em: < ftp://ftp.ibge.gov.br/Cartas_e_Mapas/Mapas_Murais/>.

IDE, C.N.; GONÇALVES, F.V.; LASTORIA, G.; VAL, H.C.; SILVA, J.B.; STEFFEN, J.L.; VAL, L.A.A.; RIBEIRO, M.L.; GABAS, S.G.; BROCH, S.A.O. (2012). Soil and Water Conservation in the Upper Paraguai River Basin: Examples from Mato Grosso do Sul, Brazil. In: IORIS, A.A.R. (Org.). **Topical Wetland Management: The South-American Pantanal and the International Experience**. 1ed. Surrey: Ashgate Publishing Company, p. 99-172.

IRION, G.; BUCHAS, H.; JUNK, W.J.; NUNES DA CUNHA, C.; MORAIS, J.O.; KASBOHM, J. (2011). Aspects of the geological and sedimentological evolution of the Pantanal plain during the Pleistocene. 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, pp 47–70.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (1971). **The Ramsar Conference: Final act of the international conference on the conservation of wetlands and waterfowl**, Annex 1. Special Supplement to IUCN, Bulletin 2:4 p.

IRIONDO, M.H.; GARCIA, N.O. (1993). Climatic variations in the Argentina plains during the last 18.000 years. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 101: 209-220

JIMÉNEZ-RUEDA, JR.; PESSOTTI, J.E.S.; TAVARES DE MATOS, J. (1998). Modelo para o estudo da dinâmica evolutiva dos aspectos fisiográficos dos pantanais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 33(n.esp): 1763-1773.

JUNK, W.J., NUNES DA CUNHA, C. (2012). Wetland Management Challenges in the South-American Pantanal and the International Experience. In: IORIS, A.A.R. (Org.). **Topical Wetland Management: The South-American Pantanal and the International Experience**. 1ed. Surrey: Ashgate Publishing Company, 2012, p. 315-332.

JUNK W.J. (2005). Flood Pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol./Proc. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol./Trav. Assoc. Int. Limnol. Theor. Appl.* **29**: 11-38

JUNK, W.J. (2000). The Amazon and the Pantanal: a critical Comparison and lessons for the future. In: SWARTS, F.A. (Ed.). **The Pantanal: Understanding and Preserving the World's largest Wetland**. Paragon House, St. Paul, Minnesota, pp. 211–224.

JUNK, W.J. (2002). Long-term environmental trends and Junk, W.J., Da Silva, C.J. (1999). O Conceito de Pulso de Inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. pp.17-28. In: **Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal: Manejo e Conservação**. Corumbá - MS, 1996. Brasília, Embrapa - CPAP.

JUNK, W.J.; WANTZEN, K.M. (2004). The flood pulse concept: New Aspects, approaches, and applications - an update. In: WELCOME, R.L.; PETR, T. (Eds). **Proceedings of the 2nd International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. Volume 2, Food and Agriculture Organization e Mekong River Commission, Fao Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Cambodia, pp 117-149.

JUNK, W.J.; NUNES DA CUNHA, C.; WANTZEN, K.M.; PETERMANN, P.; STRÜSSMANN, C.; MARQUES, M.I. (2006). Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Sciences**, **68**(3): 278–309.

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.; SCHOENGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A.A. (2013). Brazilian wetlands: Definition, delineation and classification for research, sustainable management and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments**, **24**(1): 5-22.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain-Systems. **Canadian Special Publications for Fisheries and Aquatic Sciences**. 106:110-127.

LOUREIRO, L.D.; LIMA, J.P.; FONZAR, B.C.; OLIVEIRA FILHO, L.C. (1982). Vegetação. Folha SE.21/Corumbá e parte da Folha SE.20. BRASIL/Ministério das Minas e Energia, Secretaria Geral, **Projeto RADAMBRASIL** (Levantamento dos Recursos Naturais, 27), Rio de Janeiro, RJ:272-329.

LOURIVAL, R.; MCCALLUM, H.; GRIGG, G.; ARCANGELO, C.; MACHADO, R.; POSSINGHAM, H. (2009). A systematic evaluation of the conservation plans for the Pantanal Wetland in Brazil. **Wetlands**, 29:1189–1201.

MACHADO, R.B.; HARRIS, M.B.; SILVA, S.M.; NETO, M.B.R. (2011). Human Impacts and environmental problems in the Brazilian Pantanal. In: JUNK, W. J.; DA SILVA, C. J.; NUNES DA CUNHA, C. e WANTZEN, K. M. (Eds.). **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia-Moscou: PENSOFT Publishers.

MANTOVANI, W. (1989). Conceituação e fatores condicionantes. In: BARBOSA, L.M. (coord) **Anais do simpósio sobre mata ciliar**. Fundação Cargill, Campinas, Brasil, pp 11-19.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. (2011). Landscape units of the Pantanal: their structures, functions and human use. In: JUNK, W. J.; DA SILVA, C. J.; NUNES DA CUNHA, C. e WANTZEN, K. M. (Eds.). **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia-Moscou: PENSOFT Publishers, 2011.

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 wetland 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, pp 127–141.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J.; LEITAO FILHO, H.F. (2007). Floristic and physiognomic types of arboreal vegetation of the Pantanal of Poconé, Mato Grosso. **Amazoniana**, 19:159-184

NUNES DA CUNHA, C.; RAWIEL, P.; WANTZEN, K.M.; JUNK, W.J. e DO PRADO, A.L. (2006). Mapping and characterization of vegetation units, and recommendations for the management of the Pantanal of Mato Grosso, Brazil, north of Poconé by means of landsat imagery. **Amazoniana**, XIX(1/2):1-32.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. (2001). Distribution of wood plant communities along the flood gradient in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, 27.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. (2004). Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. **Applied Vegetation Science**, 7: 103-110.

OLIVEIRA, A.P.G.; RIBEIRO, A.A.; WASSOUF JUNIOR, E.R.; SOUZA, G.F.; BERNADI, I.; PENATTI, N.C.; ALMEIDA, T.I.R.; PARANHOS FILHO, A.C. (2011). Uso de Sensoriamento Remoto na quantificação das lagoas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, INPE p.369.

PETTS, G.E.; AMOROS, C. (1996). **Fluvial hydrosystems**. Chapman and Hall, London, UK, 322 p.

PRADO, D.E. (1993). What is the Gran Chaco vegetation in South America? I. A review. **Contribution to the study of flora and vegetation of the Chaco**, V. Candollea 48(1): 145-172.

PRANCE, G.T.; SCHALLER, G.B. (1982). Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brasil. **Brittonia**, 34: 228-251.

GIRARD, P. (2012). The Pantaneiros, PERCEPTIONS and Conflicts about the environment in the Pantanal In: IORIS, A.A.R. (Org.). **Topical Wetland Management: The South-American Pantanal and the International Experience**. 1ed. Surrey: Ashgate Publishing Company, 2012, p. 7-27.

PADOVANI, C.R. (2010). Dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal. Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba. 174 p.

PIVARI, M.O.; POTT, V.J.; POTT, A. (2008). Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas sub-regiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. **Acta bot. bras.** 22(2): 563-571.

PONCE, V.M. (1995). **Hydrological and Environmental Impact of the Paran'a-Paraguay Waterway on the Pantanal of Mato Grosso (Brazil)**. San Diego State University, San Diego, 125 p.

POTT, A.; POTT, V.J. (1994) **Plantas do Pantanal**. Brasília: EMBRAPA. 320 P. IL

POTT, A.; NUNES DA CUNHA, C.; POTT, J.V.; SILVEIRA, E.A.; SARTORI, A.L.B. (2001). **Avaliação Ecológica Rápida Componente Botânica Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense e Entorno**. Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. ANEXO 4).

RATTER, J.A. (1980). **Notes on the vegetation of Fazenda Água Limpa (Brasília, DF, Brazil)**. Edinburgh, Royal Botanic Garden Edinburgh, UK, 111 p.

RATTER, J.A.; POTT, A.; POTT, V.J.; NUNES DA CUNHA, C.; HARIDASAN, M. (1988). Observations on woody vegetation types in the Pantanal and Corumbá, Brasil. **Notes from the Royal Garden, Edinburgh**, 45 (3): 503-525.

RATTER, J.A., RICHARDS, P.N.; ARGENTE, G.E.; GIFFORD, D.R.G. (1973). Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso. Philosophical Transaction of the Royal Society of London, Series B.; **Biological Sciences**, 226 (880): 449-492.

REBELLATO, L.; NUNES DA CUNHA, C. (2005). Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 19: 789-799, <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062005000400015>.

REBELLATO, L.; NUNES DA CUNHA, C.; FIGUEIRA, J.E.C. (2012). Respostas da comunidade herbácea ao pulso de inundação no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. **Oecologia Australis**, 16: 797-818.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. (1998). Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, Brazil, pp 89-166.

RIZZINI, C.T. (1979). **Tratado de fitogeografia do Brasil**. Aspectos ecológicos. Vol. 1, HUCITEC/ EDUSP, São Paulo, Brasil, 327 p.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H. DE F. (2004). **Matas ciliares: Conservação, e recuperação**. EDUSP/FAPESP, Vol. 2, São Paulo, Brazil, 320 pp

SAKAMOTO, A.Y. (1997). **Dinâmica hídrica em uma lagoa “salina” e seu entorno no pantanal da Nhecolândia**: Contribuição ao estudo das relações entre o meio físico e a ocupação, fazenda São Miguel do Firme, MS. Tese de doutoral da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas/USP. São Paulo, Brasil: 183.

SANTOS, S.A.; COSTA, C. (2002). Manejo sustentável das pastagens nativas: Uma ação essencial para a implantação de um sistema orgânico de produção no Pantanal. In: Conferência virtual global sobre produção orgânica de bovinos de corte. Corumbá. **Anais**. Corumbá: Embrapa Pantanal. p.1-13. Disponível em:<www.cpap.embrapa.br/agencia/congressovirtual/pdf/portugues/03pt07.pdf>

SANTOS, S.A.; ABREU, U.G.P. DE; TOMICH, T.R.; COMASTRI FILHO, J.A. (2009). Traditional beef cattle ranching and sustainable production in the Pantanal. In: JUNK, W. J.; DA SILVA, C. J.; NUNES DA CUNHA, C. e WANTZEN, K. M.. (Org.). **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia-Moscou: PENSOFT Publishers,

SANTOS, S.A.; CRISPIM, S.M.A.; COMASTRI FILHO, J.A.; POTT, A.; CARDOSO, E.L. (2005). Substituição de Pastagem Nativa de Valor Nutritivo por Forrageiras de Melhor Qualidade no Pantanal. **Circular Técnica**, 62. Embrapa Pantanal. ISSN 1517-1965. 5p.

SANTOS, S.A.; CARDOSO, E.L.; SILVA, R.A.M.S.; PELLEGRIN, A.O. (2002). **Princípios Básicos para a Produção Sustentável de Bovinos de Corte no Pantanal**. Embrapa Pantanal. Documentos, 37, 25 p.

SANTOS, S.A.; CRISPIM, S.M.A.; COMASTRI, J.A.; CARDOSO FILHO, E.L. (2004). **Princípios de agroecologia no manejo das pastagens nativas do Pantanal**. (Documentos / Embrapa Pantanal, ISSN 1517-1973; 63), 35p.

SARMIENTO, G. (1983), The Savannas of Tropical America. In: GOODALL, D. W. (Ed.). **Ecosystems of the world – tropical savannas**. Elsevier, Amsterdam, pp. 245-288.

SCHESSEL, M. (1999). **Floristic composition and structure of floodplain vegetation in the northern Pantanal of Mato Grosso, Brazil**. Phytos 39: 303-338.

SCHMITZ, P.I.; ROGGE, J.H.; ROSA, A.O.; BEER, M.V. (1998). **Aterros indígenas no Pantanal do Mato Grosso do Sul.- São Leopoldo**. Instituto Anchieta de Pesquisas: 270 p.

SCOTT, D.A.; JONES, T.A. (1995). Classification and inventory of wetlands: a global overview. **Vegetatio**, 118, 3-16.

SHORT, N.M.; BLAIR, R.W. JR (1986). **Geomorphology from space**. A global overview of regional landforms (Cap. 4—Fluvial landforms—Pantanal, Brazil-Plate F-21), NASA A.T.I.B., Washington, DC, pp 300–301.

SEMENIUK, C.A.; SEMENIUK, V. (1995). A geomorphic approach to global classification for inland wetlands. **Vegetatio**, 118:103-124

STEVAUX, J.C. (2000). Climatic events during the late Pleistocene and Holocene in the upper Parana River: Correlation with NE Argentina and South-Central Brazil. **Quaternary Int.** 72, 73–86.

SILVA, M.P.; MAURO, R.; MOURÃO, G.; COUTINHO, M. (2000). Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. **Rev. bras. Bot.**/ [online], vol.23, n.2, pp. 143-152

SILVA, J.S.V.; ABDON, M.M.; BOOCK, A.; SILVA, M.P. (1998). Fitofisionomias dominantes em parte das sub-regiões do Nabileque e Miranda, Sul do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 33:1713-1719.

SOARES, J.J.; OLIVEIRA, A.K.M. (2009). O paratidal do Pantanal de Miranda, Corumbá-MS, Brasil. **Revista Árvore**, 33(2): 339-347.

THE NATURE CONSERVANCY TNC (2003) **Planejamento Ecorregional do Pantanal: Relatório Final**. The Nature Conservancy, Brasília, Brasil, 44 pp.

VALDERPOST, C.; MLADENOV, N.; MURRAY-HUDSON, M.; WOLSKI, P.; MAGOLE, L.; RAMSBERG, L.; MBAIWA, J.E.; KURUGUNDLA, C.N.; MOLEELE, N.M.; MMOPELWA, G.; CHONGUIÇA, E.; KGATHI, D.L.; BONYONGO, M.C.; MOSOJANE, S.; RINGOSE, S. (2012). Management and Sustainable Development of the Okavango. In: IORIS, A.A.R. (Org.). **Tropical Wetland Management: The South-American Pantanal and the International Experience**. 1ed.Surrey: Ashgate Publishing Company, 2012, p. 223-254

VELOSO, P.H.; GÓES FILHO, L. (1982). **Fitogeografia Brasileira**. Classificação fisionômica-ecológica da vegetação neotropical. Boletim Técnico Projeto RADAMBRASIL, Série Vegetação, Brasil, 85 p.

VELOSO, H.G.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. (1991). **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Brasil, IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 124 p.

VIEIRA, L.M. (1991). **Avaliação dos níveis de mercúrio na cadeia trófica como indicador de sua biomagnificação em ambientes aquáticos do Pantanal**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 214 p.

WANTZEN, K.M.; DRAGO, E.; DA SILVA, C.J. (2005). Aquatic habitats of the Upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal. **Ecohydrology e Hydrobiology** 5:107-126

WESTLAKE, D.F.; KVET, J.; SZCZEPANSKI, A. (1998). **Ecology of wetlands**. IBP-Wetlands Synthesis, Cambridge University Press, London, UK, 568 p.

Parte III: A Classificação dos Macrohabitats das Várzeas Amazônicas

Junk, W.J.¹, Piedade, M.T.F.², Schöngart, J.¹¹, Wittmann, F.⁴

Resumo

Os rios Amazônicos que têm nascentes na área andina transportam muito material em suspensão que lhes confere o nome de rios de água branca. Esse material, juntamente com o material arenoso transportado no fundo dos leitos, é constantemente depositado ao longo dos cursos dos rios, formando extensas áreas periodicamente alagadas, as quais são localmente chamadas de várzea. A correnteza e grande carga sedimentar formam as mais variadas estruturas hidro-morfológicas que variam de permanentemente terrestres a permanentemente aquáticas, e cuja zona de transição aquática/terrestre (ATTZ) é anualmente inundada por períodos variáveis. A várzea recente começou a se formar com a subida do nível do mar após o máximo da última época glacial, há cerca de 15.000 anos. A princípio, todas as áreas sujeitas a um período de inundação média de menos de oito meses por ano são cobertas por diferentes tipos florestais cujas espécies são altamente tolerantes à inundação. Áreas sujeitas à inundação por menos de quatro meses ao ano são ocupadas por comunidades de plantas herbáceas terrestres e semi-aquáticas anuais e perenes ou são livres de vegetação. Durante a cheia, extensas áreas são cobertas por macrófitas aquáticas flutuantes e por macrófitas semi-aquáticas, como as gramíneas C₄ altamente produtivas. Porém, intensos processos de sedimentação e erosão resultam em permanente modificação das condições hidrológicas, na destruição de unidades vegetais e em processos de sucessão altamente dinâmicos. Dentro do sistema hierárquico de classificação das AUs brasileiras, as várzeas ocupam a unidade de classe. Dentro desta unidade, neste estudo, foram estabelecidas seis “unidades funcionais”, sendo 12 subclasses e 36 macro-habitats. Considerando a grande extensão das várzeas, o número de levantamentos florísticos é relativamente pequeno. Por causa disso, esperamos ainda a descrição de novos macro-habitats em áreas remotas no futuro, os quais podem ser facilmente introduzidos no sistema de classificação sugerido neste estudo.

Palavras-chaves: Áreas Úmidas; Zona de Transição Aquática Terrestre (ATTZ); Sistema Hierárquico; Unidades Funcionais.

Introdução

As grandes AUs brasileiras, que cobrem áreas de dezenas de milhares de quilômetros quadrados, são compostas de diferentes unidades geomorfológicas e vegetacionais. Todas são sistemas de pulsos de inundação previsíveis, ou seja, são sujeitas a inundações periódicas de acordo com as épocas chuvosas e secas nas suas bacias hidrográficas. As AUs, ao longo dos grandes rios como as várzeas na Amazônia, são sujeitas a inundações profundas, aquelas de interflúvios e deltas internos a inundações rasas. Em alguns casos como, por exemplo, no Pantanal Matogrossense e nas AUs dos Rios Guaporé e Araguaia, as áreas perto dos canais dos rios sofrem alagamento profundo, mas a maior parte é inundada por água rasa. As estruturas e o funcionamento dessas AUs foram descritos pelo conceito de pulso de inundação (JUNK et al. 1989, JUNK e WANTZEN 2005, JUNK 2005) e resumidos na Parte I deste livro (JUNK et al. este volume).

As várzeas da Amazônia cobrem cerca de 400.000 km² compostas por diferentes unidades geomorfológicas e vegetacionais (MELACK e HESS 2010, JUNK et al. 2012). Nessas áreas, os diferentes habitats formam um mosaico cujas peças são interconectadas e interagem de forma muito complexa. Os animais aquáticos e terrestres passam certas fases do seu ciclo de vida em diferentes ambientes, migrando entre os habitats para procurar alimentação, proteção contra predadores, refúgio contra inundação ou seca, locais para reprodução etc.

A dinâmica hidrológica, pronunciada na “Zona de Transição Aquática/Terrestre” (ATTZ), passa cada ano por uma fase aquática e uma terrestre. Qualquer plano de manejo e de proteção deve levar em consideração a diversidade dos habitats, porque somente a manutenção da diversidade dos habitats permite a integridade estrutural e funcional dessas AUs, inclusive a manutenção da sua biodiversidade.

Neste trabalho, apresentamos a classificação dos macrohabitats das várzeas amazônicas e uma descrição de suas características hidrológicas e vegetacionais, tomando como base o trabalho publicado por Junk et al. (2012). A abordagem passou por algumas modificações para acompanhar a hierarquia proposta para a classificação das AU brasileiras (JUNK et al., 2013).

1. Embasamento da classificação dos macrohabitats das várzeas no sistema de classificação das AUs brasileiras

Na classificação geral das AUs brasileiras, as várzeas ocupam o nível de “Classe”.

Sistema: AUs interiores.

Subsistema: AUs com nível de água flutuante.

Ordem: AUs sujeitas a pulsos previsíveis monomodais de longa duração.

Subordem: AUs com pulsos de amplitude alta.

Classe: Várzeas amazônicas.

Para fazer jus à complexidade desses grandes ecossistemas e pelo fato de que grandes partes deles passam todo o ano de uma fase aquática para uma fase terrestre, foi inserida mais uma unidade de classificação chamada “Unidade Funcional”. A unidade funcional, definida como macrorregião, mostra condições hidrológicas similares. As classes de AUs brasileiras podem ser diferenciadas em cinco macrorregiões: (1) áreas permanentemente aquáticas, (2) áreas periodicamente aquáticas, (3) áreas permanentemente terrestres, (4) áreas periodicamente terrestres, e (5) áreas pantanosas, permanentemente encharcadas e/ou inundadas por água rasa. Além disso, todas as AUs submetidas à ação humana foram incorporadas em uma sexta unidade funcional [(6) áreas antropogênicas], que tem como critério unificante o severo impacto humano, independente do comportamento hidrológico.

Os habitats permanentemente aquáticos estão incluídos nessa unidade devido à troca de água, de material particulado dissolvido e de componentes da biota entre o rio e os lagos permanentes com a ATTZ. Com relação a habitats permanentemente terrestres, a sua inclusão se deve à sua influência sobre a composição das comunidades de plantas dentro da várzea, como mostrado por Wittmann et al. (2010) para as florestas inundáveis. Sistemas de pântano, porém, diferem dos outros por representarem condições de encharcamento permanente ou plurianual.

Os habitats da ATTZ, que passam tanto por fases terrestres quanto aquáticas, muitas vezes apresentam dificuldades na delimitação e podem resistir a classificações claras. Dependendo do ponto de vista do observador, eles podem ser classificados como periodicamente aquáticos ou periodicamente terrestres. Vale ressaltar que nosso sistema de classificação se baseia nos estágios sucessionais de comunidades de plantas superiores. A maioria das espécies de plantas pode ser considerada como terrestre, apesar de muitas das suas adaptações à vida periódica na água ou vida palustre. Por isso, denominamos os habitats

abrangidos por estas espécies como habitats periodicamente terrestres.

No entanto, alguns poucos habitats importantes, como canais e muitas áreas de águas abertas ficam secos por períodos curtos e não mostram características das comunidades de plantas superiores para a classificação. Outros, como comunidades de macrófitas aquáticas flutuantes ou emergentes enraizadas, desempenham um papel importante na fase aquática por causa da grande extensão e alta produtividade. Portanto, requerem a posição de habitat específico, embora a mesma área seja ocupada por gramíneas e plantas herbáceas terrestres durante a fase terrestre e desempenhe um papel importante como habitat terrestre. Nesse caso, é lógico listá-los duas vezes, na classificação, como habitat periodicamente aquático e periodicamente terrestre, com as respectivas espécies (macrohabitats das subclasses 2.2. e 3.2.).

Então, a classificação hierárquica dos macrohabitats das várzeas amazônicas está estabelecida da seguinte forma:

Classe: Várzeas amazônicas

Unidades funcionais: 6

Subclasses: 12

Macrohabitats: 36

2. Classificação das principais subclasses e macrohabitats naturais das planícies alagáveis de rios Amazônicos de água branca (várzeas)

A classificação dos principais habitats naturais de planícies alagáveis de água branca Amazônicos (várzeas), baseada no trabalho publicado por Junk et al. (2012), foi sujeita a algumas modificações, para acompanhar a hierarquia proposta para a classificação das AUs brasileiras (JUNK et al. 2013). Essas modificações, porém, não alteram de forma significativa a classificação já publicada em Inglês.

2.1 Gênese e caracterização ecológica das várzeas

As várzeas acompanham o curso principal do rio Amazonas e os seus principais afluentes de água branca, como os rios Madeira, Purus, Juruá e Japurá (Fig. 1). Esses rios transportam grandes quantidades de material dissolvido e particular dos Andes até o Oceano Atlântico. Durante o ciclo hidrológico, constata-se diferenças na carga sedimentar tanto entre os diferentes rios quanto ao longo da calha dos próprios rios, e alterações nas cargas suspensas

dissolvidas e particuladas também são observadas. Em uma estação de amostragem rio abaixo da cidade de Manacapuru, Amazônia Central, as concentrações de material em suspensão são mais elevadas durante a seca (300-450 mg L⁻¹) e menores durante a vazante (110-150 mg L⁻¹) (MEADE, 1994). Mudanças sazonais no armazenamento e remobilização dos sedimentos em suspensão no curso principal do rio Amazonas têm sido demonstradas entre Manacapuru e a cidade de Óbidos. Durante os estágios iniciais e intermediários da cheia, os sedimentos são temporariamente depositados, enquanto, perto do pico e períodos de vazante, os sedimentos são re-suspensos (MEADE et al. 1985).

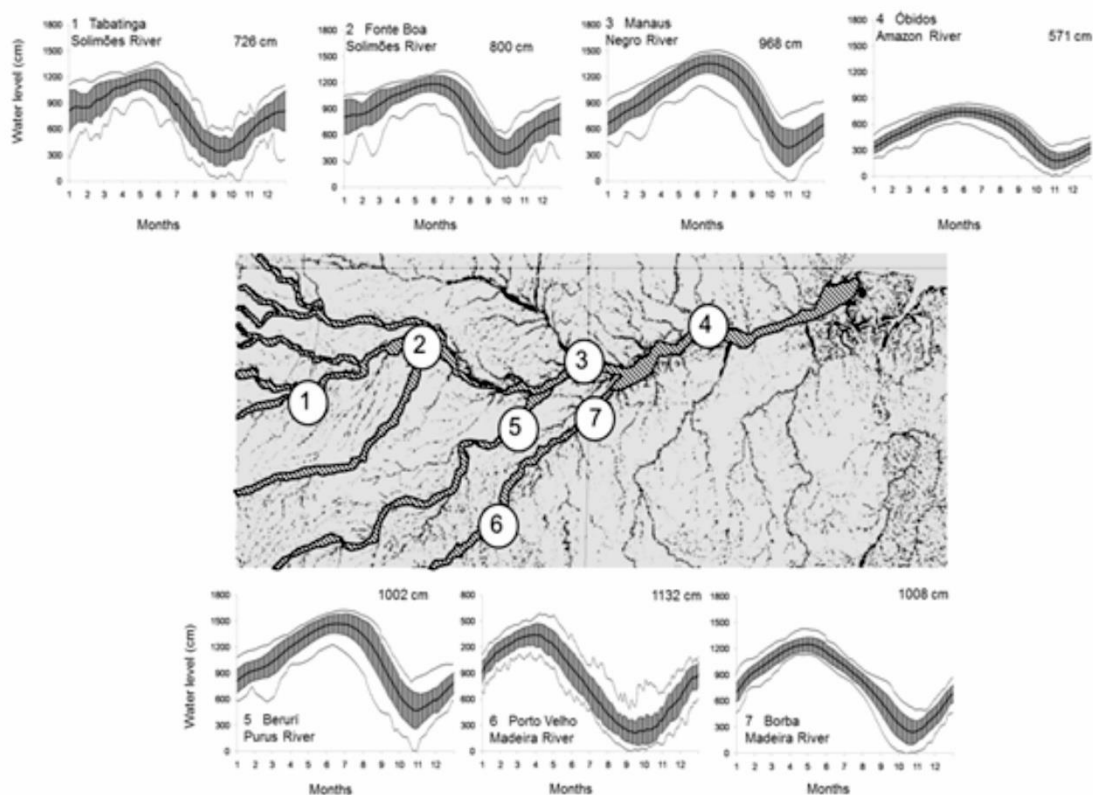


Figura 9. Distribuição de rios de água branca na Amazônia central com áreas alagáveis (várzeas), e os respectivos hidrógrafos.

O desenvolvimento recente da planície alagável do rio Amazonas começou há cerca de 15.000 anos, no final do último período glacial. Naquele tempo, o nível do mar era cerca de 120 m mais baixo que o atual, e o rio Amazonas tinha erodido um vale profundo nos sedimentos maleáveis que haviam sido depositados anteriormente, durante os períodos interglaciais (páleo-várzeas) (IRION et al. 1997, 2010). Devido à subida do nível do mar, o rio encheu o vale com sedimentos recentes, em um processo que está ainda em curso, tal como indicado pelo grande

número de lagos de várzea no baixo Amazonas, e pela formação de deltas internos nesses lagos, causada por influxo de água do rio com sedimentos em suspensão. A planície alagável recente é inundada durante os períodos de água alta e seca durante os níveis de água baixa. A zona periodicamente inundada, pode abranger dezenas de quilômetros em ambos os lados do canal do rio e é chamada Zona de Transição Aquática Terrestre (ATTZ; JUNK et al. 1989). Antes de entrarem na várzea, tributários de rios de água preta e água clara formam, nos seus cursos inferiores, lagos dendríticos, chamados Lagos de Ria. Eles são remanescentes das épocas glaciais, período em que o nível de mar estava baixo, e foram esculpidos profundamente na terra firme adjacente e ainda não foram completamente preenchidos por sedimentos recentes. Em contraste, as páleo-várzeas são remanescentes de períodos interglaciais, cujos níveis do mar eram ainda mais altos do que os de hoje. Algumas páleo-várzeas atingem vários metros acima do nível da planície alagável recente (Irion et al. 2010).

Processos de erosão e deposição levam a um mosaico complexo de estruturas hidromorfológicas de pequena escala que determinam a paisagem da várzea atual (Fig. 2). As dinâmicas de migração do canal aumentam de leste a oeste com a declividade crescente. No sopé dos Andes, os rios remodelam as suas várzeas completamente em algumas centenas de anos (KALLIOLA et al. 1992). Na região central da Amazônia, a posição dos canais principais é relativamente estável, apesar da visível erosão de muitas margens e alguns pontos de sedimentação, como, por exemplo, perto da cidade de Manaus, rio acima da confluência com o rio Negro, onde as estruturas da várzea recente são mais antigas do que as que existem no sopé dos Andes. A datação de sedimentos no lago central da Ilha da Marchantaria, próxima a Manaus, revelou uma idade máxima do lago de pouco mais de 5.000 anos (IRION et al. 1997).

Cerâmica de origem indígena encontrada em sítios arqueológicos da ilha do Careiro, em frente a Manaus, foi datada em cerca de 1.000 a 2.000 anos (STERNBERG 1960). Nós acreditamos que a baixa declividade e os afloramentos rochosos do vale do rio dificultam a migração do canal principal na região central da Amazônia. Assim, a deposição de sedimentos graúdos ocorre principalmente em áreas de sedimentação ao longo do canal principal, na entrada dos canais para os lagos, ou durante os níveis de água muito elevados, sobre os diques naturais que se formam ao longo dos canais (PEIXOTO et al. 2009).

Grandes áreas de planícies alagáveis, protegidas pelos diques, recebem somente quantidades muito baixas de partículas finas durante as cheias (MERTES 1994). Esses processos hidromorfológicos são muito importantes do ponto de vista ecológico, porque conduzem à formação de novos habitats através da deposição de sedimentos e o retorno da

vegetação tardia para as fases iniciais da sucessão, devido à erosão.

A carga de sedimentos contém quantidades consideráveis de esmectita, ilita e caulinita. Esmectita tem uma grande capacidade de troca iônica, e ilita libera potássio durante o processo de decomposição, o que resulta na fertilidade relativamente alta dos solos aluviais. Consequentemente, a água varia de ligeiramente ácida a neutra (pH 6-7), dominada pelos metais alcalino-terrosos Ca e Mg e por carbonatos (FURCH e JUNK 1997). Nos Andes, a condutividade elétrica diminui no oeste, até a foz e no leste, por diluição com os afluentes pobres em eletrólitos de águas claras e pretas, com origem no Escudo Pré-cambriano no norte e sul da bacia central da Amazônia. Perto dos Andes, é cerca de $120\text{-}140\ \mu\text{S cm}^{-1}$, no curso inferior, cerca de $30\text{-}50\ \mu\text{S cm}^{-1}$ durante a estação úmida e seca, respectivamente (GIBBS 1967). Perto da costa, a condutividade elétrica pode aumentar devido à entrada de água marinha e deposição aérea de sal.

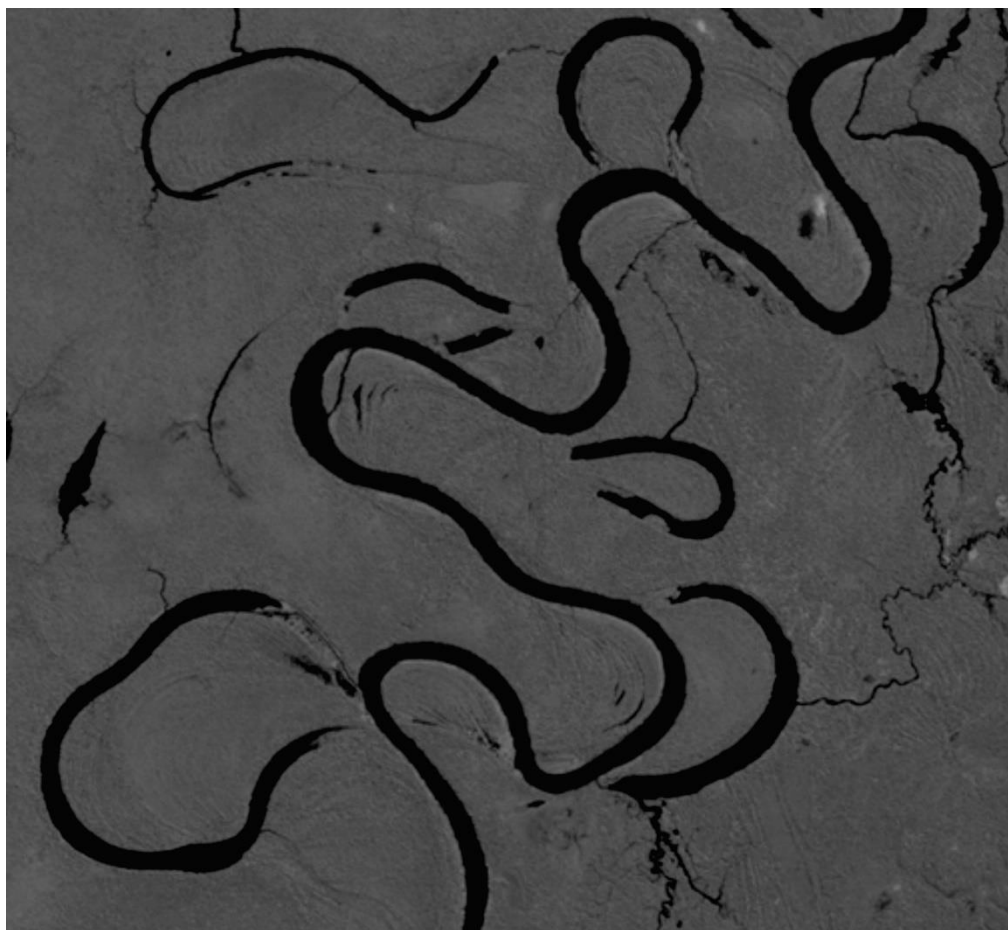


Figura 2. Lagos de ferradura com conectividade diferente no Rio Juruá.

O teor elevado de nutrientes da água e dos sedimentos estimula a produção primária, formando habitats aquáticos colonizados por algas e macrófitas aquáticas e semi-aquáticas. As áreas baixas da ATTZ, cobertas por água em média mais de 8 meses por ano, são colonizadas durante a fase seca por gramíneas anuais e perenes e outras plantas herbáceas; as áreas mais altas, inundadas em média por menos de 8 meses por ano, são cobertas por diferentes tipos de florestas de planície inundável (ver seção áreas cobertas por diferentes tipos de floresta). Os estágios iniciais de sucessão florestal e florestas em áreas degradadas são muitas vezes colonizados por trepadeiras anuais e perenes, que podem ser consideradas como indicadores de uma fertilidade elevada do ambiente. A mudança entre as fases terrestre e aquática, durante o ciclo anual, leva à ocupação da mesma área por comunidades vegetais aquáticas e terrestres nas diferentes épocas do ano, aumentando a produção primária e a dinâmica da reciclagem dos nutrientes (JUNK e PIEDADE 1997).

2.2 Parâmetros utilizados para a nova classificação de habitats das várzeas

A nova classificação, baseada no conceito do pulso de inundação (JUNK et al 1989; JUNK E WANTZEN 2004; JUNK 2005), utiliza como parâmetros a hidrologia, a química da água e do solo, a distribuição das espécies e a estrutura da comunidade da vegetação superior, como descrito por Junk et al. (2011). Como o rio Amazonas e seus principais afluentes mostram um pulso de inundação monomodal, previsível, com alta amplitude e uma forma sinusoidal (Fig. 3), os habitats de planícies alagáveis estão sujeitos a esse pulso em diferentes graus, dependendo de sua posição ao longo do gradiente de inundação.

Os habitats mais altos dos *levees* são inundados somente por poucas semanas durante inundações muito altas, enquanto os habitats mais baixos ficam secos somente durante secas extremas e por curtos períodos. A maioria dos habitats seca completamente durante os períodos de água baixa, mas alguns ficam inundados ou encharcados durante o ano inteiro, devido às peculiaridades geomorfológicas. Portanto, a duração e a profundidade de alagamento são parâmetros importantes para diferenciação de habitats (JUNK et al. 2011).

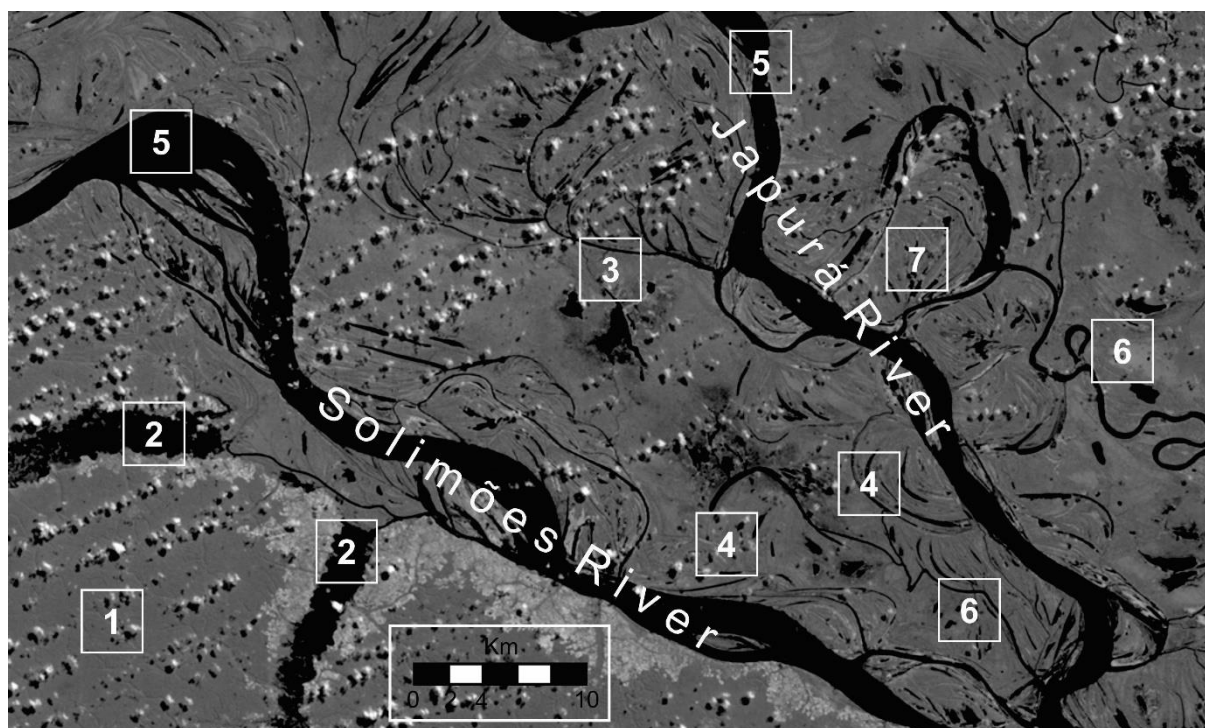


Figura 3. Várzea Amazônica perto do encontro das águas dos rios Solimões e Japurá (Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá), com formações hidro-morfológicas características. 1 = terra firme; 2 = lagos de Ria, inseridos na terra firme; 3 = lagos de depressão; 4 = leves e depressões com lagos entre leves, 5 = canal de rio; 6 canais internos compridos (*paranas*); 7 canais curtos (*furos*). Fonte: Landsat5 TM 001 062 (10.06.1997), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE.

A várzea tem uma situação de nutrientes elevada que é determinada pela quantidade de nutrientes dissolvidos e suspensos pela entrada periódica de água do rio. A duração da conectividade com o rio principal e os ciclos biogeoquímicos internos nos habitats modificam o status de nutrientes, mas não alteram os atributos químicos característicos dos solos e da água dos habitats de várzea (FURCH e JUNK 1997). Portanto, os parâmetros químicos de solos e da água têm baixa importância para a classificação dos diferentes habitats de várzea. Diferenças maiores existem apenas em habitats nas margens da várzea, onde a água pobre em nutrientes da terra firme entra no sistema pelos seus afluentes como, por exemplo, nos lagos de Ria (JUNK et al. 2011).

A granulometria do solo, contudo, é uma exceção, embora seja de grande importância. Solos arenosos, em áreas de deposição, sofrem com o aumento do estresse de seca durante a fase terrestre, mas proporcionam uma melhor oxigenação após a inundação por causa da alta porosidade. Os solos argilosos têm uma maior capacidade de retenção de água durante a fase terrestre, porém sofrem maior deficiência de oxigênio durante o alagamento e inundações devido a uma baixa porosidade. O impacto da granulometria dos solos é mostrado pelas

formações pioneiras das florestas alagáveis (subclasse 4.3).

Em comparação com outras áreas úmidas, no entanto, os parâmetros físico-químicos da água e dos solos têm grande importância. Na produção secundária e no manejo, por meio de parâmetros químicos e pelo impacto destes na produção primária, as várzeas ricas em nutrientes são separadas das planícies alagáveis de águas pretas e claras, pobres em nutrientes, como é mostrado por Junk et al. (2011).

Devido a sua longevidade e seu comportamento estacionário, as plantas superiores representam melhor as condições de meio ambiente dos seus habitats respectivos: plantas herbáceas indicam condições passadas em escalas temporais de meses ou anos, e árvores em décadas e séculos.

A ocorrência de espécies, a composição das comunidades de plantas, a biomassa e a Produção Primária Líquida (PPL) são parâmetros importantes utilizados para caracterizar habitats. Nesta classificação, os animais não são considerados por causa de sua mobilidade e de uma insuficiente base de dados sobre as suas necessidades de habitat. No entanto, eles podem ser incluídos em outras tentativas, a fim de se expandir a presente classificação para outros grupos biológicos.

Há milênios, os seres humanos têm utilizado os recursos da várzea (ROOSEVELT, 1999). Atualmente, a agricultura de subsistência, a pecuária e a exploração da madeira modificaram drasticamente a cobertura vegetal (GOULDING et al. 1996; JUNK et al. 2000). Por exemplo, as regiões não perturbadas de florestas de várzea alta são encontradas apenas em áreas remotas ou em reservas protegidas, tais como a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, perto de Tefé, ou em reservas indígenas. Hoje, muitas áreas cobertas por diferentes comunidades de gramíneas anuais e perenes e outras plantas herbáceas ou estágios sucessionais iniciais de floresta foram antes cobertas por diferentes tipos de florestas de várzea maduras.

2.3 A nova classificação dos macrohabitats da várzea

A síntese do novo sistema de classificação dos macrohabitats de várzeas Amazônicas é dada na Tabela 5. Se for necessário, a classificação permite a introdução de novos macrohabitats sem afetar todo o sistema.

Tabela 1. Classificação proposta para os macrohabitats da várzea.

Unidade Funcional	Subclasse	Macrohabitat
1. Áreas permanente 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 <i>leaves</i>
2. Áreas periodicamente aquáticas (ATTZ com predominância aquática)	2.1 Áreas de água corrente (pequenos canais)	2.1.1 Canais compridos (<i>paraná</i> s), 2.1.2 Canais curtos (<i>furos</i>)
	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 estágio sucessional inicial (inundada >3 meses) 3.3.4 Floresta de várzea baixa estágio sucessional intermediário (inundada >3 meses) 3.3.5 Floresta de várzea baixa estágio sucessional tardio (inundada >3 meses) 3.3.6 Floresta de várzea alta madura (inundada <3 meses)

Tab. 1 (Cont.)

Unidade Funcional	Subclasse	Macrohabitat
4. Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)		
	4.1 Pântanos de plantas herbáceas	
		4.1.1 Comunidades fixadas no sedimento (<i>aningais</i>)
		4.1.2 Comunidades flutuantes (<i>matupá</i>)
	4.2 Pântanos de arbustos e árvores	
		4.2.1 Comunidades fixadas no sedimento (<i>chavascal</i>)
		4.2.2 Comunidades flutuantes (<i>matupá</i> com árvores)
5. Áreas permanentemente terrestres		
	5.1 Terra firme adjacente de origem terciária	
		5.1.1 Floresta de terra firme
	5.2 Páleo-várzeas de origem pleistocênica	
		5.2.1 Floresta de terra firme com espécies de várzea
6. Áreas antropogênicas		
	6.1 Áreas recentes	
		6.1.1 Beiras de hidrelétricas (e.g., 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

2.4 Descrição Geral das Principais Subclasses e Macrohabitats

2.4.1 Áreas permanentemente aquáticas

2.4.1.1 Canais de rios

Para hidrólogos, os canais de rios servem para o transporte de água e de substâncias dissolvidas e sólidos. Já para biólogos, são habitats, rotas de dispersão passiva e caminhos de migração para plantas e animais. Os grandes canais fluviais transportam cargas de areia dos

leitos em forma de dunas gigantes de até 12 m de altura (SIOLI 1965; MERTES e MEADE, 1985). Na própria calha dos rios, a ação de correntes e ondas impede o crescimento de macrófitas aquáticas. Nas margens, faixas de vegetação, principalmente de gramíneas robustas aquáticas e semi-aquáticas, como *Paspalum fasciculatum*, *P. repens* e *Echinochloa polystachya* fornecem alimento e / ou habitat para a fauna aquática e estabilizam os sedimentos que favorecem as primeiras fases de sucessão de plantas lenhosas. Em algumas partes dos canais, existem afloramentos rochosos, e.g. no Solimões, desde o encontro das águas com o Rio Negro, até Manacapuru. No Rio Madeira, cachoeiras e corredeiras perto de Porto Velho formam barreiras, que influenciam a sinuosidade do canal dos rios. As corredeiras podem formar barreiras, inibindo a subida de certas espécies ícticas, e.g. do pirarucu (*Arapaima gigas*).

2.4.1.2 Lagos

Lagos (macrohabitats 1.2.1 – 1.2.4) podem ser formados entre os *levees*, nos meandros abandonados de canais dos rios (*oxbows*) em depressões (lagos de depressão) e em vales afogados de afluentes (lagos de Ria) (Fig. 2, 3). Melack (1984), ao analisar a forma de 8.050 lagos na várzea do rio Amazonas, mostrou que 5.010 lagos têm forma de arredondada a oval e correspondem a lagos de depressão na nossa classificação. Eles são mais comuns no médio e baixo rio Amazonas; 1.530 eram lagos de *levees* com uma forma alongada, são mais comuns na parte superior e média do rio; 830 lagos apresentavam uma forma dendrítica, característica dos lagos de Ria, e são mais frequentes na parte mediana e superior do rio. A maioria dos 270 lagos marginais é encontrada no curso superior: são lagos de *levees* alongados, estreitos e cobertos, principalmente, por macrófitas aquáticas. *Oxbows* têm margens íngremes e menor cobertura de macrófitas, são grandes partes dos lagos de depressão que podem secar durante o período de seca. Macrófitas aquáticas desenvolvem-se em grandes quantidades quando o nível de água está subindo, mas são mais afetadas pelo vento e pelas ondas e tendem a se afastar com o aumento do nível da água. Lagos de Ria recebem águas brancas ricas em eletrólitos do rio principal, e água pobre em eletrólitos dos afluentes de água preta. Na época da cheia, a água branca avança para dentro do lago, enquanto, durante a vazante, o nível de água preta ou clara avança para a foz dos afluentes. A ocorrência de gramíneas perenes específicas de água branca, como *Echinochloa polystachya*, *Paspalum repens* e *P. fasciculatum* e de algumas espécies de árvores indicadoras de água branca, tais como *Cecropia latiloba* e *Pseudobombax munguba* indicam a intrusão substancial de sedimentos carregados de água branca do rio nos lagos de

Ria.

A maioria dos lagos é rasa, com uma profundidade máxima no nível alto de água que chega a até 12 m na Amazônia ocidental e, na parte oriental, até 6 m. Alguns lagos de Ria podem ter uma profundidade maior. Durante o dia, uma estratificação térmica se desenvolve com temperaturas na superfície da água de até 33 ° C e cerca de 28 ° C no hipolímnio, a partir de uma profundidade de 3-5 m. As quantidades elevadas de matéria orgânica e as altas taxas de decomposição levam à hipóxia ou mesmo a condições anóxicas no hipolímnio durante o período de cheia. Durante esse período, a fauna bentônica fica empobrecida, e o tamanho e a forma dos lagos determinam a circulação de água e concentração de oxigênio no hipolímnio (Melack 1984). Em lagos de *levees*, lagoas marginais e nos lagos de Ria estreitos, as concentrações de oxigênio no hipolímnio são especialmente baixas, porque os lagos são protegidos contra turbulências induzidas pelo vento. Em lagos permanentes, com margens íngremes, densas ilhas flutuantes, chamados localmente de *matupá*, podem se desenvolver, porque a presença permanente de água retarda a decomposição da camada orgânica. A circulação da água e a disponibilidade de oxigênio são melhores no fundo das depressões maiores e mais rasas dos lagos no leste da Amazônia, como mostrado pela ocorrência de bivalves no sedimento (JUNK, dados não publicados).

O grau de conectividade entre o rio e os lagos é importante para a troca de água, substâncias sólidas dissolvidas e a biota. Grandes lagos, na maioria das vezes, são ligados ao rio permanentemente através de pequenos canais localmente chamados de *paraná*s (canais longos) ou *furos* (atalhos) (Fig. 2), porque a grande quantidade de água que entra e sai mantém os canais abertos. Pequenos lagos, porém, podem ficar isoladas por vários meses e tornarem a se ligar ao rio apenas durante o nível de água alta. Alguns afluentes de água branca do Amazonas, como os rios Purus e Juruá, têm lagos marginais incorporados na páleo-várzea que se conectam ao rio apenas durante inundações extremas. Com a diminuição da conectividade, os lagos tendem a estabelecer seus ciclos de nutrientes específicos (FURCH e JUNK 1997). Lagos isolados, durante a água baixa, são refúgios importantes para a fauna aquática.

2.4.2 Áreas periodicamente aquáticas (ATTZ)

2.4.2.1 Pequenos canais

Dentro da planície inundável, a água é distribuída por canais menores, que conectam os canais dos rios principais com os lagos de várzea. O fluxo de água nesses *paraná*s e *furos* pode mudar de direção, transportando água com a subida do nível dos rios para a planície de inundação, e com a descida do nível da planície para os canais principais dos rios. Os canais também são importantes vias de migração ativa ou passiva para plantas e animais aquáticos entre os rios e suas planícies alagáveis. Ao longo das margens das planícies alagáveis adjacentes ao planalto, existem longos *paraná*s que transportam o escoamento da água da terra firme para o rio principal (Fig. 2).

2.4.2.2 Áreas de água parada

Durante a cheia, as partes mais profundas da ATTZ são livres de vegetação superior e formam grandes lagos temporários; as partes mais rasas são cobertas com extensas populações de macrófitas aquáticas flutuantes ou enraizadas e muitos deles são perenes e já se desenvolvem durante a fase terrestre da ATTZ. Por isso, esses macrohabitats são tratados na subclasse 2.4. das áreas periodicamente terrestres (macrohabitats 2.4.1- 2.4.3). Ambos habitats são de suma importância para o desenvolvimento da fauna aquática, principalmente para peixes planctófagos, detritívoros, herbívoros, omnívoros e seus predadores, aves aquáticas e os grandes animais herbívoros aquáticos, tais como tartarugas, peixes-boi e capivaras.

2.4.3 Áreas periodicamente terrestres (ATTZ)

2.4.3.1 Áreas sem ou com pouca vegetação

Durante a fase terrestre, habitats livres de vegetação na ATTZ cobrem somente pequenas áreas, porque o crescimento de plantas herbáceas é muito vigoroso. Os principais habitats são barrancos de rio, bancos de areia e afloramentos rochosos, importantes habitats para certos animais. Os barrancos, por exemplo, são usados na fase terrestre por martin-pescadores que escavam túneis de nidificação, e na fase aquática pelos caranguejos e bagres

cascudos, e praias arenosas são utilizadas por tartarugas e algumas espécies de aves para nidificação (PETERMANN 1997).

Em algumas áreas, afloramentos rochosos aparecem nos canais dos rios de água branca, e eles, certamente, influenciam a dinâmica de canal do Amazonas e seus afluentes. A relativa estabilidade do canal principal do Rio Solimões/Amazonas na Amazônia central pode ser explicada, em parte, pela existência de afloramentos lateríticos e de arenitos, que restringem a formação de meandros. Por exemplo, crostas de laterita podem ser observadas na água baixa nas margens do Solimões e arenitos no Paraná do Curari, perto de Manaus. As corredeiras no rio Madeira, em Porto Velho, são obstáculos importantes para a migração de peixes e outros animais aquáticos. No entanto, elas podem também fornecer, assim como os arenitos do Paraná do Curari, habitats específicos para plantas e peixes reofílicos, quer dizer, espécies adaptadas a habitats com correnteza (nas plantas a família Podostemonaceae).

2.4.3.2 Áreas cobertas por plantas herbáceas

Partes baixas da ATTZ e áreas mais altas perturbadas pelas enchentes ou por atividade humana são colonizadas por gramíneas, ciperáceas e outras plantas herbáceas. Junk e Piedade (1993) listaram 388 espécies herbáceas na várzea perto de Manaus, das quais 44 podem ser consideradas aquáticas, 20 palustres e 17 aquáticas com uma fase terrestre. Em comparação com outras AUs, e.g., o Pantanal mato-grossense, os números de macrófitas aquáticas e palustres são baixos devido às altas flutuações do nível da água e a baixa transparência da água, que inibem o crescimento de muitas espécies submersas e emergentes, enraizadas no sedimento. Com 28 espécies, o número de espécies flutuantes na superfície da água é relativamente grande (JUNK e PIEDADE 1993). Os números totais certamente irão aumentar quando outras áreas de várzea forem amostradas, mas o padrão geral não mudará.

Áreas expostas às condições de seca por algumas semanas são colonizadas por espécies anuais terrestres com um ciclo de vida curto. Muitas espécies são plantas invasoras e ervas daninhas agrícolas que também colonizam áreas perturbadas úmidas de terra firme, e.g., ao longo das estradas (SEIDENSCHWARZ 1986). Os indivíduos são recrutados a partir do banco de sementes no sedimento e / ou a partir de sementes transportadas pela água, porém, quando a enchente vem, essas plantas morrem, mas reabastecem o banco de sementes no sedimento.

Nos lagos, com o começo das chuvas, espécies aquáticas anuais começam se

desenvolver de sementes estocadas no sedimento, tais como *Luziola spruceana*, *Oryza perennis* e *Paspalum repens*. Com a subida da água, essas espécies enraizadas se desenvolvem, intercaladas com espécies flutuantes, como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia* spp., *Azolla caroliana* e outras. Depois de algumas semanas, elas se soltam do fundo e se afastam boiando, e as áreas mais altas são dominadas por espécies de gramíneas perenes, como *Echinochloa polystachya*, *Paspalum repens* e *P. fasciculatum*. As duas primeiras espécies têm uma preferência por condições aquáticas e crescem com a subida da água; *P. fasciculatum* tem um ciclo de vida mais terrestre, mas é inundada e seus talos sobrevivem à cheia debaixo da água. As espécies perenes mantêm uma biomassa elevada durante a fase terrestre, o que dificulta o estabelecimento de árvores. Portanto, grandes estandes mono-específicos dessas gramíneas podem ser observados nas novas áreas de sedimentação, que já são suficientemente altas para serem colonizadas por árvores pioneiras. No entanto, como essas gramíneas retêm sedimentos, elas ajudam na consolidação de novas áreas para a colonização de eventuais espécies lenhosas, tornando-se elementos importantes no padrão de sucessão das florestas de várzea (WITTMANN et al. 2010).

A alta produtividade primária é um atributo inerente aos habitats de várzea devido à entrada permanente de nutrientes do rio e aos ciclos internos de nutrientes, que acumulam nutrientes no sistema. As espécies aquáticas capturam nutrientes dissolvidos na água e os mantêm na ATTZ; e as espécies terrestres retiram nutrientes dos sedimentos e, quando em decomposição, elas os liberam na água, aumentando a concentração de nutrientes na água dos lagos da várzea e na ATTZ. Portanto, a várzea funciona em um nível trófico maior do que o esperado pelas quantidades de nutrientes transportados para a planície de inundação pelos rios (JUNK, 1997). Gramíneas C₄ mostram uma produção primária de até 100 t ha⁻¹ ano⁻¹ e uma biomassa de até 80 t ha⁻¹ de matéria seca (PIEDEDE et al. 1991, 2001). Plantas C₃ anuais terrestres e aquáticas produzem até 50 t ha⁻¹ ano⁻¹ de matéria seca, por causa da colonização consecutiva da mesma área por comunidades vegetais diferentes durante o ciclo hidrológico (JUNK e PIEDEDE 1997). As florestas de áreas alagáveis são também altamente produtivas, como será mostrado a seguir.

2.4.3.3 Áreas cobertas com arbustos e árvores

Todas as áreas de várzea que mostram uma fase aquática média com menos de 8 meses ano⁻¹ podem ser colonizados por espécies lenhosas que formam a floresta inundável (Fig. 4).

Como alguns arbustos toleram até 9 meses de inundação ininterrupta, as florestas de várzea Amazônica, com mais de 1.000 espécies arbóreas tolerantes   inundação, são as planícies alagáveis mais ricas em espécies arbóreas no mundo (WITTMANN et al. 2006). Cerca de 10% de todas as espécies arbóreas de várzea podem ser consideradas ecologicamente e geograficamente restritas (endêmicas)  s áreas de várzea Amazônica (Wittmann et al. 2013). O crescente estresse de inundação, desde os *leaves* mais altos até as áreas mais baixas, leva a uma distribuição de espécies de acordo com a sua tolerância   inundação. Wittmann et al. (2002, 2004) diferenciam entre a floresta de várzea alta que se desenvolve em áreas inundadas, em média menos de 3 meses, e até uma profundidade de menos de 3 m, e florestas de várzea baixa em áreas mais inundadas.



Figura 4. Cinco faixas de diferentes habitats e comunidades de plantas na várzea ao longo do gradiente de inundação, começando da parte mais inundada para a menos inundada: 1 = praia arenosa/argilosa, 2 = vegetação herbácea terrestre e semiaqu tica anual e perene, 3 = floresta pioneira de arbustos, 4 = floresta secundária inicial de *Cecropia latiloba*, 5 = floresta secundária tardia.

Ao longo dos canais principais dos grandes rios Amazônicos, florestas de várzea seguem padrões de sucessão bem definidos ao longo do gradiente de inundação e fatores ambientais associados. Com processos de sedimentação e erosão contínuos, a grande dinâmica geomorfológica dos rios de água branca Amazônicos cria constantemente novos habitats a serem colonizados por plantas. Ao longo dos canais dos rios, onde a correnteza   maior e conseqüentemente os depósitos são relativamente grossos (areia), as formações arbóreo-arbustivas pioneiras altamente tolerantes às inundações ($< 7,5$ m, $230 \text{ dias ano}^{-1}$) se compõem

das espécies *Salix martiana*, *Alchornea castaneifolia* e, no alto Solimões e em alguns tributários do médio Solimões/Amazonas, *Tessaria integrifolia* (macrohabitat 3.3.1). Além de serem altamente tolerantes à inundação, essas espécies toleram elevadas taxas de sedimentação pela capacidade de formar novos horizontes radiculares anuais perto da superfície (WITTMANN e PAROLIN 2005). Também formam raízes profundas que permitem o abastecimento de água durante a fase terrestre e toleram radiação solar máxima (70-100 % de radiação fotosinteticamente ativa – rPAR), por ocuparem um habitat pouco ou não sombreado (WITTMANN e JUNK 2003, WITTMANN et al. 2004). As formações pioneiras, ao longo dos canais dos rios, são geralmente formações abertas, e as árvores têm altura entre 5-10 m. As espécies pioneiras caracterizam-se por altas taxas de crescimento em diâmetro e altura, reprodução vegetativa e sexuada e ciclos de vida relativamente curtos (5-10 anos) (WORBES et al. 1992, SCHÖNGART et al. 2010).

Mais afastadas dos canais principais dos rios, as formações arbóreas pioneiras se estabelecem na beira dos canais de pequena ordem e na beira dos lagos. Com o aumento da distância aos rios principais, a velocidade da água é reduzida, o que leva à sedimentação reduzida, mas de grãos finos (argila e silte) e, conseqüentemente, a substratos mal aerados. Nesses ambientes, espécies pioneiras características são *Symmeria paniculata*, *Eugenia* spp., e *Coccoloba* spp. (macrohabitat 3.3.2), as quais podem ocorrer isoladamente ou em formações densas ($> 1,000$ indivíduos ha^{-1}). Sua reprodução, frequentemente, é vegetativa, enquanto o estabelecimento de plântulas se restringe a períodos multianuais, com níveis de água excepcionalmente baixos.

As formações pioneiras ao longo dos canais principais dos rios favorecem a sedimentação no local, porque as raízes e os troncos dos próprios indivíduos diminuem a velocidade da água, resultando no aumento do nível topográfico local (WITTMANN et al. 2002). Além disso, as espécies pioneiras sombreiam o ambiente, reduzindo, assim, a competitividade das espécies herbáceas e promovendo o estabelecimento de espécies arbóreas secundárias iniciais. Após o estabelecimento de espécies secundárias iniciais, as próprias pioneiras não conseguem mais competir no local e são eliminadas, porque não dispõem mais da quantidade necessária de radiação solar (WITTMANN et al. 2010). O estágio secundário inicial se compõe de densas florestas monoespecíficas de *Cecropia latiloba* Miq. (Worbes et al. 1992). Essas formações podem ser observadas ao longo de toda a calha dos grandes rios de várzea Amazônicos, e a sua altura reflete a idade do sedimento depositado e a sequência de estabelecimento (macrohabitat 3.3.3).

Na Amazônia Central, estágios secundários iniciais geralmente ocupam cotas de inundação média entre 6.0-4.5 m. A altura dos indivíduos varia entre 10 – 20 m, e as idades máximas são de 15-20 anos (SCHÖNGART 2003). Devido à alta densidade de indivíduos, essas formações continuam a promover a sedimentação no local e a estabelecer o substrato. Em combinação com a redução da quantidade de radiação solar no nível do solo (30% de rPAR, WITTMANN e JUNK 2003), elas facilitam o estabelecimento de espécies intermediárias (secundárias tardias).

As formações intermediárias (secundárias tardias) (macrohabitat 3.3.4) se compõem de cerca de 500-600 indivíduos (≥ 10 cm diâmetro na altura do peito – DAP), e 20-50 espécies arbóreas ha⁻¹. Esse estágio é caracterizado por uma estratificação simples, em um estrato inferior e um estrato superior. Espécies características do estrato superior são *Pseudobombax munguba* (Mart. e Zucc.) Dugand, *Laetia corymbulosa* Spruce ex Benth., e *Luehea cymulosa* Spruce ex Benth., enquanto espécies características do estrato inferior são *Maclura tinctoria* (L.) D.Don ex Steud., *Nectandra amazonum* Nees, e *Crateva tapia* Eichler. A altura média de inundação geralmente é de 5.0-4.0 m (210-160 dias ano⁻¹). Nesta comunidade, idades arbóreas máximas alcançam 60-80 anos (WORBES et al. 1992). A rPAR, alcançando o chão da floresta, é cerca de 10%. Sem maiores distúrbios causados por desmatamento e/ou mudanças hidro ou geomórficas por mudanças de leito de rio, o estágio intermediário é lentamente substituído pelo estágio tardio de várzea baixa.

O estágio tardio de várzea baixa (macrohabitat 3.3.5) se compõe de 70-90 espécies arbóreas. A inundação média é de 4.5-3.0 m (50-120 dias ano⁻¹), mas pode ser maior (>5m), quando os estandes se encontram a certa distância do canal principal do rio com taxas de sedimentação reduzidas. Esse tipo florestal é bem estratificado, porém o estrato inferior é caracteristicamente pobre em indivíduos (WITTMANN et al. 2010), pois cerca de 40% de todos os indivíduos pertencem ao substrato superior, que se estabelece em uma altura de 30-35 m. Espécies características do estrato superior são *Piranhea trifoliata* Baill., *Tabebuia barbata* (E.Mey) Sandwith, e *Hevea* spp.; as do estrato inferior são *Pouteria* spp., *Oxandra* spp., e *Duroia duckei* Huber; a rPAR no chão da floresta é de 3-5%. Indivíduos de *Piranhea trifoliata* com idades máximas acima de 400 anos foram confirmadas por Worbes et al. (1992).

O estágio tardio de várzea baixa pode se desenvolver em uma floresta de várzea alta. Contudo, devido à reduzida taxa de sedimentação nesse tipo florestal, esse processo, provavelmente, demora uma magnitude de centenas a milhares de anos e requer condições hidrológicas e geomorfológicas relativamente estáveis, como aquelas especialmente frequentes

na parte central da bacia Amazônica (PEIXOTO et al. 2009, WITTMANN et al. 2012).

A sucessão de florestas de várzea culmina em florestas tardias de várzea alta (habitat 3.3.6). Florestas de várzea alta são as florestas de várzea mais ricas em espécies arbóreas, e provavelmente, as florestas alagáveis são, mundialmente, mais ricas em espécies arbóreas (WITTMANN et al. 2006). Na parte central e ocidental da Amazônia, a riqueza de espécies (≥ 10 cm DAP) pode alcançar entre 120-160 espécies ha^{-1} (BALSLEV ET al. 1987; DALLMEIER et al. 1996; NEBEL et al. 2001; WITTMANN et al. 2002). Florestas de várzea alta se estabelecem acima de uma inundação média de 3 m (< 50 dias ano^{-1}); dependendo do nível topográfico da floresta, a inundação pode somente acontecer em períodos plurianuais (WITTMANN et al. 2004).

Muitas espécies arbóreas têm baixas abundâncias ou são raras e, muitas vezes, são representadas por apenas um indivíduo. Florestas de várzea alta apresentam uma estratificação distinta, com um estrato superior de 30-35 m e árvores emergentes de até 45 m de altura. Por causa das prolongadas fases terrestres, muitas árvores regeneram, independente do pulso de inundação, o que leva a um estrato inferior caracteristicamente denso. Na Amazônia central, gêneros característicos do estrato superior são *Aspidosperma*, *Hura*, *Terminalia* e *Guarea*; o estrato intermediário é composto por indivíduos dos gêneros *Pouteria*, *Brosimum* e *Eschweilera*, enquanto gêneros típicos do estrato inferior são *Inga*, *Duguetia* e *Annona*.

Florestas de várzea alta podem ser classificadas como clímax da sequência sucessional e, geralmente, ocorrem acompanhando as beiras dos canais principais e secundários. Devido ao longo período necessário para a sua formação que aumenta a probabilidade de fragmentação por processos hidrológicos e geomórficos causados pela migração lateral dos canais de rios de água branca, florestas de várzea alta somente ocupam cerca de 10-15% da paisagem de várzea da Amazônia Central (WITTMANN et al. 2002). O substrato é geralmente argiloso (Wittmann et al. 2004), a rPAR no chão da floresta alcança de 1-3% (WITTMANN e JUNK 2003). Os diferentes estágios sucessionais e uma estimativa do tempo de desenvolvimento para os diferentes tipos de sucessões da vegetação na várzea são apresentados na Figura 5.

Apenas cerca de 30% de todas as espécies de árvores ocorrem os tipos de florestas de várzea alta e baixa. As florestas de várzea alta mostram uma afinidade maior com as florestas adjacentes de terra firme, com as quais elas compartilham cerca de 30% das espécies de árvores. Espécies de florestas de várzea baixa estão bem adaptadas a inundações longas e profundas. Consequentemente, elas partilham apenas cerca de 10% de todas as espécies com as terras firmes adjacentes e podem conter elevados níveis de espécies endêmicas de árvores

(WITTMANN et al. 2010).

A riqueza de espécies de árvores equivale a até 90 espécies ha⁻¹ nos estágios sucessionais tardios em florestas de várzea baixa, até 140 espécies ha⁻¹ em florestas de várzea alta (WITTMANN et al. 2010), porém é menor do que em florestas adjacentes de terra firme, onde até 250 espécies ha⁻¹ são encontradas (TER STEEGE et al. 2006). Geralmente, a várzea Ocidental Amazônica é mais rica em espécies de árvores do que a região Oriental (WITTMANN et al. 2006). Essa tendência de aumento da diversidade de espécies de árvores do Oriente para o Ocidente, também descrita para a floresta de terra firme, é interpretada como sendo uma resposta ao aumento da precipitação, diminuição de precipitação sazonal e aumento da fertilidade do solo (TER STEEGE et al. 2006, HOORN et al. 2010).

Além do impacto de inundação, os processos de sedimentação e erosão constantemente afetam a floresta de várzea. A sucessão florestal, em áreas de sedimentação perto do canal do rio com sedimentos arenosos, se inicia com *Salix martiana* e *Alchornea castaneifolia*, e no oeste da Amazônia, com *Tessaria integrifolia*. Essas espécies toleram inundações longas e taxas altas de sedimentação (WITTMANN e PAROLIN 2005). Em lagos com pouca deposição de sedimentos argilosos finos, os arbustos *Eugenia* spp., *Cocoloba ovata* e *Symmeria paniculata* são espécies pioneiras. Em áreas com baixas taxas de sedimentação, uma floresta de várzea baixa se desenvolve e pode permanecer estável por milênios, porque a baixa entrada de sedimentos eleva a superfície do solo muito lentamente (Fig. 5). Em áreas de sedimentação elevada, a floresta de várzea baixa passa para uma floresta de várzea alta, que representa o estágio final da sucessão das florestas na várzea.

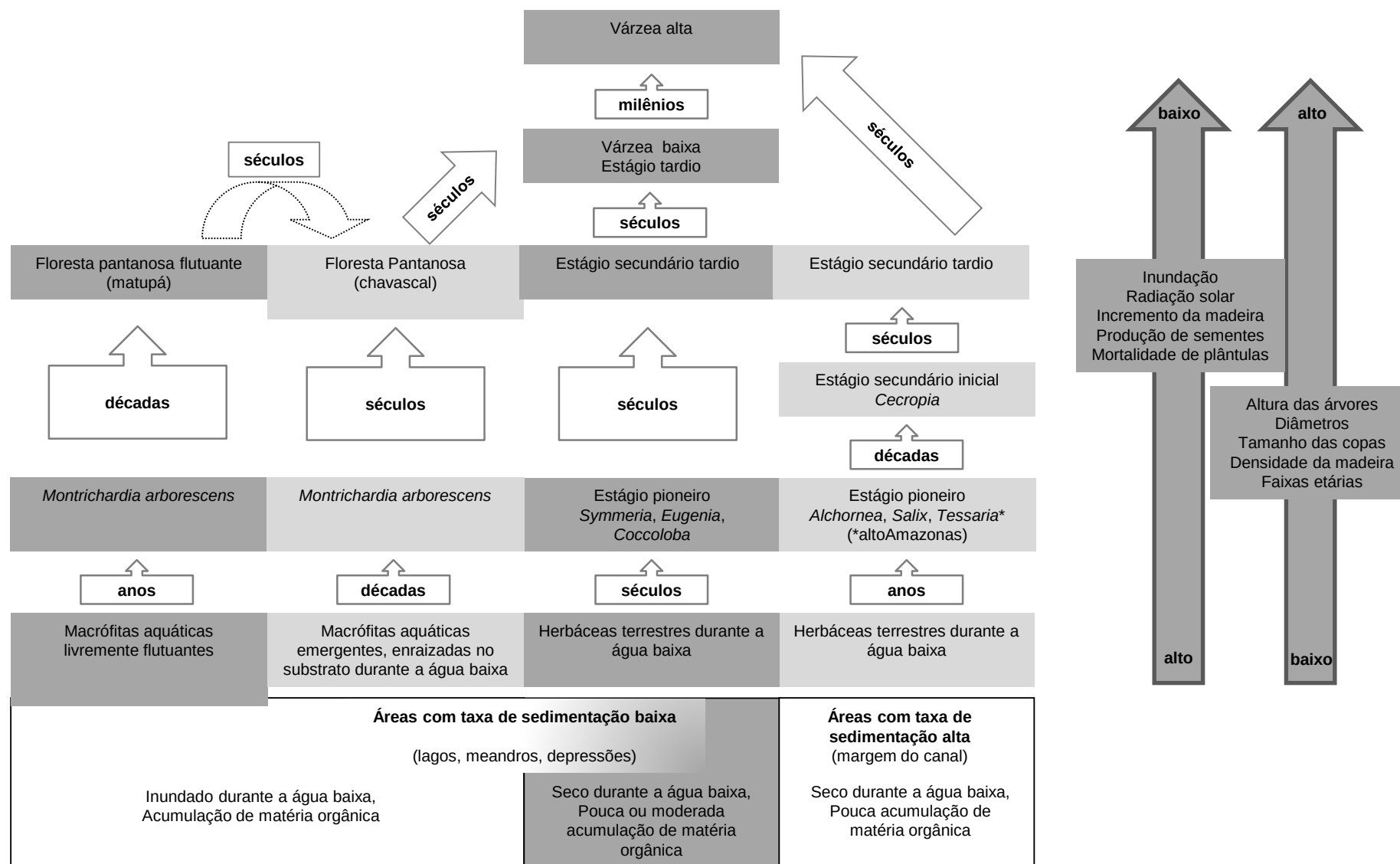


Figura 5. Desenvolvimento das florestas de várzea em diferentes condições hidrológicas (WITTMANN et al. 2010).

Os estoques de biomassa lenhosa acima do solo aumentam de $18 \pm 3 \text{ Mg ha}^{-1}$ em estágios sucessionais iniciais de comunidades arbustivas para $117 \pm 9 \text{ Mg ha}^{-1}$ e até $261 \pm 10 \text{ Mg ha}^{-1}$ em florestas sucessionais intermediárias (SCHÖNGART et al. 2010). Florestas sucessionais tardias, na várzea baixa, acumulam estoques de biomassa lenhosa entre 230 ± 9 e $239 \pm 11 \text{ Mg ha}^{-1}$. A produção primária líquida (PPL) acima do solo declina ao longo do gradiente sucessional de $28,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na floresta da várzea baixa, para $31,8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas florestas sucessionais intermediárias, e para $13,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas florestas de estágio final de sucessão (SCHÖNGART et al. 2010). Para as florestas de pântano e florestas arbustivas de estágio de sucessão inicial em áreas com baixas taxas de sedimentação, não há dados disponíveis sobre os estoques de biomassa e PPL. A produção primária das florestas de várzea é duas vezes maior do que a das florestas adjacentes de terra firme, e três vezes maior do que as das florestas inundadas de água preta, pobres em nutrientes (floresta de igapó) (SCHÖNGART et al. 2010).

2.4.4 Áreas pantanosas (permanentemente inundadas ou encharcadas)

Um tipo específico de floresta é a floresta de pântano, localmente chamada de *chavascal*. Floresta pobre em espécies, ela se desenvolve em depressões, como lagos e/ou canais abandonados, onde o teor de argila no seu substrato, geralmente ultrapassa 80%. Sendo alimentados por águas de chuva e/ou de igarapés originando de terra firme, os chavascais, frequentemente, permanecem inundados ou encharcados mesmo durante a vazante e seca dos rios. As árvores de chavascal, muitas vezes, desenvolvem raízes adventícias e escoras que aumentam a superfície radicular, promovendo captação adicional de oxigênio (WITTMANN e PAROLIN 2005). Espécies arbustivas características de chavascal pertencem aos gêneros *Symmeria*, *Calypttranthes*, *Eugenia*, *Buchenavia* e *Bactris*; a densidade de indivíduos é alta ($>600 \text{ indivíduos ha}^{-1}$), e os arbustos raramente ultrapassam 15 m em altura (WITTMANN et al. 2004, 2010).

Extensas áreas de *chavascal* ocorrem quando a várzea é muito larga, como, por exemplo, na confluência dos rios Solimões e Japurá, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, nos rios Solimões e Purus, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus. Além disso, extensos *chavascais* ocorrem ao longo da borda da várzea com a terra firme, por causa da entrada de água pelos tributários pequenos durante a seca. Pequenas manchas de *chavascais* podem se desenvolver também em lagos com pouca flutuação do nível

da água ou em ilhas flutuantes. Macrófitas aquáticas, típicas para essas áreas, são as aráceas grandes *Montrichardia arborescens* e *M. linifera*, que podem atingir até 6m de altura. Se o nível da água não superar na cheia a altura de coluna aproximada de 4m, essas plantas se estabelecem no sedimento, formando estandes monoespecíficos.

Comunidades de macrófitas aquáticas flutuantes acumulam sob condições permanentemente úmidas, matéria orgânica morta, criando verdadeiras ilhas flutuantes densas que sobem e descem com o nível da água. Com o aumento da densidade da camada orgânica, espécies fundadoras ficam restritas à borda da ilha e são substituídas, no centro, por espécies de pântano, como *Scirpus cubensis* e outras ciperáceas, samambaias e outras espécies de herbáceas pantanosas. Quando as aráceas grandes *Montrichardia arborescens* ou *M. linifera* invadem essas ilhas flutuantes, elas podem tornar-se muito espessas e serem colonizadas por arbustos e árvores, constituindo os localmente chamados *matupás* (JUNK e PIEDADE 1997) (macrohabitats 4.1.1/2 e 4.2.1/2).

2.4.5 Áreas permanentemente terrestres

A terra firme adjacente às várzeas não pode ser considerada como AU, porque ela não mostra os atributos dessas áreas. Entretanto, ela é importante para a várzea porque há uma troca intensa, ativa e passiva, de espécies vegetais e animais entre os sistemas. A esse respeito, Wittmann et al. (2010) postulam que as espécies de árvores de terra firme se tornam pré-adaptadas às condições da várzea nas matas ciliares ao longo dos riachos de terra firme e de pequenos rios e, posteriormente, podem colonizar as várzeas dos grandes rios. Solos de terra firme de origem terciária são fortemente lixiviados e contêm quantidades elevadas de caolinita e areia, porém são extremamente pobres em nutrientes (macrohabitat 5.1.1).

Páleo-várzeas foram formadas por sedimentos de origem Andina em épocas interglaciais anteriores, durante o período Plioceno / Pleistoceno e, em parte, elas sobem acima do nível da planície recente. O padrão da distribuição das páleo-várzeas é complexo e ainda pouco compreendido (IRION et al. 2010). Todas as páleo-várzeas mostram as estruturas hidromorfológicas típicas de sedimentação e as peculiaridades mineralógicas dos sedimentos de origem Andina, porém fortemente decompostas. Em comparação com os solos de terra firme, a sua fertilidade é mais alta (macrohabitat 5.2.1).

2.4.6 Áreas antropogênicas

As áreas antropogênicas incluem áreas não manejadas, como as beiras das represas hidrelétricas e as florestas fortemente perturbadas. No primeiro caso, trata-se de sistemas sujeitos a pulsos de inundação imprevisíveis, criados por decisão das concessionárias das represas que determinam a descarga da água em dependência das demandas energéticas, sem levar em consideração as exigências ecológicas das áreas afetadas dentro e abaixo das represas. Não existem estudos científicos sobre o impacto dessas modificações hidrológicas na flora, fauna e nos ciclos biogeoquímicos das áreas afetadas. Fearnside (1995) postula a liberação de grandes quantidades de metano nestas áreas (macrohabitat 6.1.1).

Nas florestas fortemente perturbadas, desenvolvem-se mosaicos de espécies de diferentes estágios sucessionais e espécies herbáceas com muitas trepadeiras. As florestas são pobres em espécies lenhosas de valor comercial, porque essas espécies foram retiradas pelas madeireiras, ou as áreas foram derrubadas e queimadas para outros fins de uso, e.g. plantios de juta ou malva, agricultura de subsistência, pecuária e depois abandonadas (macrohabitat 6.1.2).

As áreas manejadas incluem áreas de agricultura de subsistência, pastos antropogênicos, plantações de árvores, tanques de piscicultura e plantios de arroz, sendo que as áreas de maior extensão são as de agricultura de subsistência e os pastos antropogênicos (macrohabitats 6.1.3-6.1.4). Existe uma ampla literatura sobre esses sistemas, resumida em Junk et al. (2000).

O cultivo de árvores em plantações ainda está no começo, mas terá futuro econômico, porque várias espécies têm valor comercial para madeira e/ou para produtos não-madeireiros, e.g. a palmeira *assai* (*Euterpe oleracea*) para frutos (WITTMANN et al. 2010) (macrohabitat 6.1.5). Existem pequenos experimentos com piscicultura e plantio de arroz (macrohabitats 6.1.6 e 6.1.7), porém o pulso de inundação no alto do Solimões/Amazonas e seus grandes tributários de água branca criam severos problemas técnicos para essas atividades. Ainda não existem estudos sobre a limitação dessas atividades frente aos condicionantes impostos devido à flutuação do nível dos rios.

2.5 Discussão

As várzeas amazônicas são AUs que mostram uma ampla variedade de macrohabitats, que interagem uns com os outros. Nosso sistema de classificação diferencia entre 12 subclasses

e 36 macrohabitats e os caracteriza por meio de parâmetros hidrológicos e hidromorfológicos e pelas comunidades de plantas superiores. Esta é uma classificação ecológica, destinada a superar os seguintes problemas: (1) a falta de limites fixos entre muitos macrohabitats, (2) as mudanças hidrológicas na ATTZ durante o ano devido ao pulso de inundação, e (3) as mudanças nas condições de habitat e as mudanças relacionadas à cobertura vegetal devido às mudanças multi-anuais na descarga dos rios e na precipitação.

A classificação pode ser usada para fins científicos, como estudos comparativos sobre a biomassa, produtividade, ciclos biogeoquímicos e biodiversidade, bem como para fins específicos de gestão, como a agricultura, pecuária, silvicultura, pesca e medidas de proteção.

Nossa abordagem faz, em parte, uso da nomenclatura usada pelos ribeirinhos, como já foi feito por Nunes da Cunha e Junk (2011, este volume) no Pantanal Mato-grossense. Denominações locais de habitats e unidades de vegetação resultam de observações de longo prazo das populações humanas locais sobre as peculiaridades ecológicas e características biológicas e fornecem informações importantes sobre as funções do ecossistema. Denominações locais também facilitam a aceitação de um sistema de classificação pela população local, o que é de importância fundamental no desenvolvimento e implementação de medidas para o manejo sustentável e a proteção das AUs.

A diversidade funcional e a diversidade de espécies estão relacionadas com a diversidade dos macrohabitats, e todos esses níveis de diversidade estão ameaçados por estratégias de manejo inadequadas. Hoje, a luta entre os diferentes usuários e aqueles que defendem a proteção ambiental, muitas vezes, não é em relação a ecorregiões, mas ocorre em uma escala muito menor, de macrohabitats e comunidades vegetais e suas funções na paisagem. Como mencionado anteriormente, os ribeirinhos já mudaram drasticamente a cobertura vegetal da várzea. Logo, a nova classificação de macrohabitats permitirá aos gestores identificar áreas ameaçadas, a fim de implementar uma gestão específica e medidas de proteção para reduzir os impactos negativos, bem como permitir a restauração de áreas degradadas.

Como exemplo, destacamos a implementação de uma nova legislação no estado do Amazonas para regularizar o manejo florestal nas várzeas. A legislação anterior, por meio da Instrução Normativa (IN) no. 05 de 11 de dezembro de 2006 do Ministério de Meio Ambiente (MMA), define, para planos de manejo de florestas nativas na Amazônia Legal, um ciclo de corte (o período de tempo, em anos, entre sucessivas colheitas de produtos florestais madeireiros numa mesma área) de 25 a 35 anos (terra firme) e no mínimo 10 anos para florestas de várzea, aplicando um diâmetro mínimo de 50 cm para todas as espécies. Os ciclos de cortes

da IN n. 05, porém, foram definidas em função da intensidade máxima de corte, 30 m³/ha na terra firme e 10 m³/ha na várzea, não levando em consideração diferenças no crescimento arbóreo entre os ecossistemas e entre as espécies arbóreas.

Estudos sobre o crescimento arbóreo de espécies madeireiras, baseados em análises de anéis de crescimento (SCHÖNGART et al. 2007, ROSA 2008, SCHÖNGART 2008, 2010; DA FONSECA et al. 2009), porém, mostram que existem enormes diferenças no crescimento arbóreo entre ecossistemas e entre espécies. Na várzea da Amazônia Central, os ciclos de corte estimadas por meio de modelos de crescimento derivados de análises de anéis anuais (conceito GOL – *Growth-Oriented Logging*) indicam ciclos de corte variando entre 3 a 32 anos entre espécies madeireiras. A IN no. 009 de 12 de novembro de 2010, estabelecida no estado do Amazonas pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SDS), define, com base nesses estudos, ciclos de corte entre 12 anos para espécies de madeira branca (com densidade da madeira inferior de 0,60 g cm⁻³), 24 anos para espécies de madeira pesada (com densidade da madeira inferior de 0,60 g cm⁻³) e indica diâmetros mínimos de corte específicas para espécies como *Ceiba pentandra* (100 cm), *Hura crepitans* (100 cm), *Piranhea trifoliata* (70 cm), *Luehea cymulosa* (60 cm) e *Macrolobium acaciifolium* (60 cm).

Nossa classificação continua aberta para incluir unidades adicionais, sem, contudo, modificar o sistema como um todo ou grandes partes do mesmo. Modificações, certamente, vão ocorrer, porque o tamanho da várzea e a dificuldade de acesso a algumas das suas regiões não permitiram até agora examiná-la em sua totalidade, ou mesmo estudar todos os seus macrohabitats em pormenor.

Referências Bibliográficas

BALSLEV, H.; LUTTEYN, J.; YLLGAARD, B.; HOLM-NIELSEN, L. (1987). Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. **Opera Botanica**, 92:37-57

DA 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.

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., pp 61-77

FEARNSIDE, P.M. (1995). Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of "greenhouse gases". **Environmental Conservation**, 22: 7-19.

FURCH, K.; JUNK, W.J. (1997). Physicochemical 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.

GIBBS, R.J. (1967). The geochemistry of the Amazon River: part I. The factors that control the salinity and the composition and concentration of the suspended solids. **Geological Society of America Bulletin**, 78: 1203-1232.

GOULDING, M.; SMITH, N.H.J.; MAHAR, D.J. (1996). **Floods of fortune: ecology and economy along the Amazon**. Columbia University Press, New York, 193pp

HOORN, C.; WESSELINGH, F.P.; TER STEEGE, H.; BERMUDEZ, M.A.; MORA, A.; SEVINK, J.; SANMARTÍN, I.; SANCHEZ-MESSEGUER, 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). Amazonian through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. **Science**, 330: 927-931.

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 floodplain. Ecology of a pulsing system**. 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.). **Ecology and management of Amazonian floodplain forests**. Ecological Series, Springer Verlag, Berlin: 27-42.

JUNK, W.J. (Ed.) (1997). **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System**. Ecological Studies, Vol 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 525p.

JUNK, W.J. (2005). Flood Pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. **Proc. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol.**, 29(1): 11-38.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F. (1993). Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. **Amazoniana** 12(3/4): 467-484.

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: 147-186.

JUNK, W.J.; WANTZEN, K.M. (2004). The flood pulse concept: New aspects, approaches, and applications - an update. In: WELCOME, R.L.; PETR, T. (Eds). **Proceedings of the 2nd International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. Vol. 2. Food and Agriculture Organization e Mekong River Commission. Fao Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Cambodia: 117-149.

JUNK, W.J.; WANTZEN, K.M. (2004). The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches, and Applications - an Update. In: WELCOMME, R.L.; PETR, T. (Eds). **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. Vol 2. Food and Agriculture Organization e Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/16, pp 117-149

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain-Systems. **Canadian Special Publications for Fisheries and Aquatic Sciences**, 106: 110-127.

JUNK, W.J.; OHLY, J.J.; PIEDADE, M.T.F.; SOARES, M.G.M. (2000). **The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable development**. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 584p.

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(5): 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.; MALTCHIK, L.; SCHOENGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A.A. (2013). Brazilian wetlands: Definition, delineation and classification for research, sustainable management and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments**, 24(1): 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.; SCHOENGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A.A.; NÓBREGA, R.L.B. (este volume): **Classificação e delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável.**

KALLIOLA, R.; SALO, J.; PUHAKKA, M.; RAJASILTA, M.; HÄME, T.; NELLER, R.J.; RÄSÄNEN, M.E.; ARIAS, W.A.D. (1992). Upper Amazon channel migration. **Naturwissenschaften** **79**:75-79.

MEADE, R.H. (1994). Suspended sediments of the modern Amazon and Orinoko Rivers. **Quaternary International** **21**: 29-39.

MEADE, R.H.; DUNNE, T.; RICHEY, J.E.; SANTOS, U.M.; SALATI, E. (1985): Storage and remobilization of suspended sediment in the lower Amazon river of Brazil. **Science**, **228**: 488-490.

MELACK, J.M. (1984). Amazon floodplain lakes: Shape, fetch, and stratification. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, **22**: 1278-1282.

MERTES, L.A.K. (1994). Rates of floodplain sedimentation on the Central Amazon River. **Geology**, **22**: 171-174.

MERTES, L.A K.; MEADE, R.H. (1985). **Particle size of sands collected from the bed of the Amazon River ant its tributaries in Brazil during 1982-1984.** US Geol. Surv. Open-File Rep.: 85-333.

NEBEL, G.; KVIST L.P.; VANCLAY, J.K.; CHRISTENSEN, H.; FREITAS, L.; RUÍZ, J. (2001). Structure and floristic composition of floodplain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey. **Forest Ecology and Management**, **150**:27-57

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. (2011a): 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. (este volume): **Classificação e delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats: Parte II: A Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense.**

PEIXOTO, J.M.A.; NELSON, B.W.; WITTMANN, F. (2009). Spatial and temporal dynamics of alluvial geomorphology and vegetation in central Amazonian white-water floodplains by remote-sensing techniques. **Remote Sensing of Environment**, **113**(10): 2258-2266.

PETERMANN, P. (1997). The birds. In: JUNK, W.J. (Ed.). **The Central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system**. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, pp 419-452.

PIEDEDE, M.T.F.; JUNK, W.J.; LONG, S.P. (1991). The productivity of the C₄ grass *Echinochloa polystachia* on the Amazon Floodplain. **Ecology**, **72**(4):1456-1463.

PIEDEDE, M.T.F.; WORBES, M.; JUNK, W. J. (2001). Geoecological controls on elemental fluxes in communities of higher plants in Amazonian floodplains. Pp: 209–234. In MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E. (Eds). **The Biogeochemistry of the Amazon Basin**. Oxford University Press, U.K.

ROOSEVELT, A.C. (1999). Twelve thousand years of human-environment interaction in the 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, The New York Botanical Garden Press, New York: 371-392.

ROSA, S.A. (2008). **Modelos de crescimento de quatro espécies madeireiras de florestas de várzea da Amazonia Central**. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), 77 pp.

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.

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): A new concept for an ecologically sustainable forest management in central Amazonian floodplains. In: JUNK W.J.; PIEDEDE, 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, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 437–462.

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 net primary production of Central Amazonian floodplain forests. In: JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Eds.): **Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer, Ecological Studies 210: 347-388.

SEIDENSCHWARZ, F. (1986). **Pioniervegetation im Amazonasgebiet Perus**. Ein pflanzensoziologischer Vergleich von vorandinem Flusssufer und Kulturland.- Monographs on agriculture and ecology of warmer climates. Vol.3, Margraf, Triops Verlag, Langen: 226pp.

SIOLI, H. (1965). Zur Morphologie des Flußbettes des des unteren Amazonas.- **Naturwissenschaften** **52**: 104.

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.

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.; 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 interact with natural forest succession. **Forest Ecology and Management** **196**:199–212

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; MONTERO, J.C.; MOTZER, T.; JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; QUEIROZ, H.L.; WORBES, M. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon basin. **Journal of Biogeography**, **33**: 1334-1347

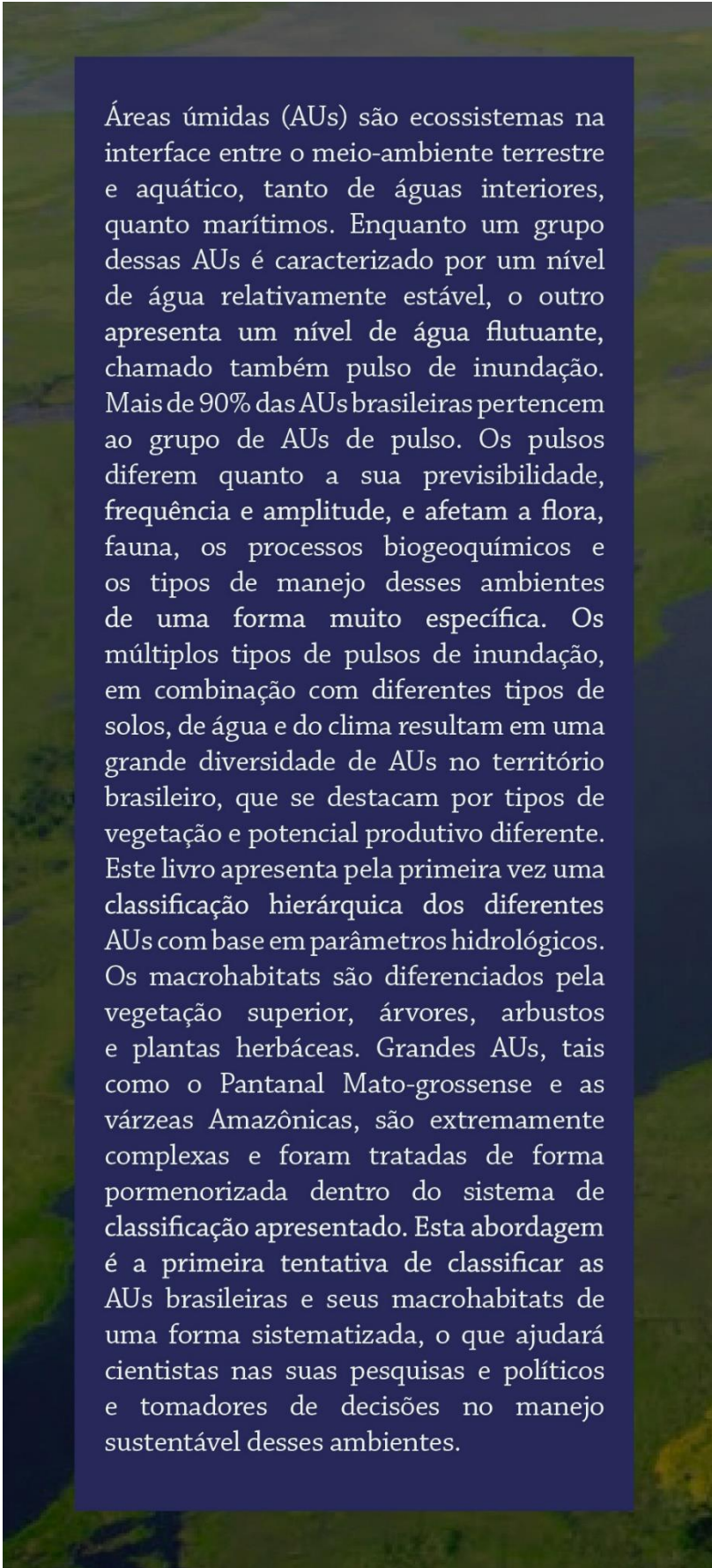
WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W.J. (2010). Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. In: JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Eds.). **Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 61-102.

WITTMANN, F.; HOUSEHOLDER, E.; PIEDADE, M.T.F.; ASSIS, R.L.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P.; JUNK, W.J. (2012). Habitat specificity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees. **Ecography** **36**(6): 690-707.

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

SOBRE OS AUTORES

- 1 – **Junk, W.J.**; Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT.
- 2 – **Piedade, M.T.F.**; Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) CDAM, Grupo MAUA, Av. André Araújo, 2936, Aleixo, Manaus, Amazonas, Brasil, CEP 69060-001.
- 3 – **Lourival, R.**; WSPA Brasil.
- 4 – **Wittmann, F.**; Max Planck Institute for Chemistry, Biogeochemistry Department, Mainz, Germany.
- 5 – **Kandus, P.**; Laboratorio de Ecología, Teledetección y Eco-Informática (LETyE), Instituto de Investigaciones e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de General San Martín (UNSAM), Peatonal Belgrano 3563, (1650) San Martín, Prov. de Buenos Aires, Argentina.
- 6 – **Lacerda, L.D.**; Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Av. Abolição 3207, 60.165-081, Fortaleza, CE.
- 7 – **Bozelli, R.L.**; Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Laboratório de Limnologia, Caixa Postal 68020 - Ilha do Fundão - CEP 21941-902 - Rio de Janeiro - RJ – Brasil.
- 8 – **Esteves, F.A.**; Universidade Federal do Rio de Janeiro, Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Socio-Ambiental de Macaé. Av. São José do Barreto, S/N - São José do Barreto - CEP 27965-045 - Macaé - RJ – Brasil.
- 9 – **Nunes da Cunha, C.**; Dept. Botânica e Ecologia, IB/UFMT, INCT-INAU/UFMT. Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367 - Bairro Boa Esperança. 78060-900. Cuiabá-MT.
- 10 – **Maltchik, L.**; Lab. Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos, Unisinos.
- 11 – **Schöngart, J.**; Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) CDAM, Grupo MAUA, Av. André Araújo, 2936, Aleixo, Manaus, Amazonas, Brasil, CEP 69060-001.
- 12 – **Schaeffer-Novelli, Y.**; Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico.
- 13 – **Agostinho, A.A.**; Universidade Estadual de Maringá – Nupélia, Av. Colombo, 5790 - Bloco H90, 87020-900. Maringá – PR.
- 14 – **Nóbrega, R.L.B.**; Departamento de Ecologia da Paisagem, Instituto de Geografia Georg-August Universidade de Goettingen.
- 15 – **Camargo, E.**; Professora de Direito Ambiental da Faculdade de Direito de Itu - SP.



Áreas úmidas (AUs) são ecossistemas na interface entre o meio-ambiente terrestre e aquático, tanto de águas interiores, quanto marítimos. Enquanto um grupo dessas AUs é caracterizado por um nível de água relativamente estável, o outro apresenta um nível de água flutuante, chamado também pulso de inundação. Mais de 90% das AUs brasileiras pertencem ao grupo de AUs de pulso. Os pulsos diferem quanto a sua previsibilidade, frequência e amplitude, e afetam a flora, fauna, os processos biogeoquímicos e os tipos de manejo desses ambientes de uma forma muito específica. Os múltiplos tipos de pulsos de inundação, em combinação com diferentes tipos de solos, de água e do clima resultam em uma grande diversidade de AUs no território brasileiro, que se destacam por tipos de vegetação e potencial produtivo diferente. Este livro apresenta pela primeira vez uma classificação hierárquica dos diferentes AUs com base em parâmetros hidrológicos. Os macrohabitats são diferenciados pela vegetação superior, árvores, arbustos e plantas herbáceas. Grandes AUs, tais como o Pantanal Mato-grossense e as várzeas Amazônicas, são extremamente complexas e foram tratadas de forma pormenorizada dentro do sistema de classificação apresentado. Esta abordagem é a primeira tentativa de classificar as AUs brasileiras e seus macrohabitats de uma forma sistematizada, o que ajudará cientistas nas suas pesquisas e políticos e tomadores de decisões no manejo sustentável desses ambientes.

Este livro é a primeira publicação em Português que sintetiza o conhecimento existente sobre a classificação e o delineamento das áreas úmidas (AUs) brasileiras e dos seus macrohabitats. O primeiro capítulo trata da definição e classificação das AUs brasileiras e oferece uma base científica para uma nova política para sua proteção e manejo sustentável. Os 15 autores deste capítulo são pesquisadores brasileiros e estrangeiros de renome internacional, especializados em diferentes áreas de pesquisa sobre as AUs marinhas e interiores brasileiras. A abordagem multidisciplinar confere ao capítulo alta representatividade e peso científico e político em nível nacional. O segundo capítulo aprofunda a abordagem geral apresentada no primeiro capítulo, tratando ainda da classificação e do delineamento hidroecológico dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense, uma das AUs mais famosas e emblemáticas do mundo. Os dois autores têm longa experiência em pesquisas básicas e aplicadas na área e já apresentaram o seu conhecimento em muitas publicações científicas e em diversos congressos nacionais e internacionais. Este é também o caso dos quatro autores do terceiro capítulo, que trata da classificação e do delineamento hidroecológico dos macrohabitats das extensas áreas alagáveis ao longo dos grandes rios amazônicos de água branca. Estas AUs, localmente chamadas de várzeas, representam regiões com solos e água relativamente férteis e com potencial para a agropecuária, pesca e o manejo florestal sustentáveis, desde que essas práticas sejam desenvolvidas em pequena escala. Os três capítulos fornecem uma base científica para facilitar os estudos comparativos, tanto em nível dos aspectos globais referentes às AUs, quanto em nível de seus macrohabitats. As listas de literatura que acompanham cada capítulo completam a sólida base conceitual deste livro. Ele é uma ferramenta indispensável para cientistas, estudantes e tomadores de decisão que trabalham ou gerenciam as AUs brasileiras.

