



Referencial Teórico de Princípios e Padrões para Prática da Restauração Ecológica Aplicados ao Bioma Pantanal

REALIZAÇÃO



APOIO FINANCEIRO



APOIO

Subsídios ao
Pacto pela
Restauração
do Pantanal



EQUIPE EXECUTORA

CÁTIA NUNES DA CUNHA
Coordenadora Científica

JOISIANE MENDES ARAUJO
Especialista em Recuperação

EDUARDO GUIMARÃES COUTO
Especialista em Solos

JAÇANAN ELOISA FREITAS MILANI
Monitoramento

FERNANDO HENRIQUE BARBOSA DA SILVA
Monitoramento

PATRÍCIA CARLA DE OLIVEIRA
Produção de mudas e germinação

ÁUREA DA SILVA GARCIA
Mobilizadora, interlocutora com os projetos

ROSAN VALTER FERNANDES
Mobilizador e interlocutor com profissionais e projetos

DANIELE MALHADA
Logístico e administrativo

LENNON GODOI
Projeto gráfico e diagramação

JÉSSICA MELANYA SISTI DE PAIVA
Produção de mapas e infográficos

GABRIELLI DE ALMEIDA SANTOS
Apoio sobre monitoramento

MATHIAS DO NASCIMENTO AMADOR
Apoio à organização de arquivo bibliográfico

GABRIEL BAZANELA DE AGOSTINI
Apoio sobre monitoramento

PROJETO GEF TERRESTRE

ROBERTA HOLMES
Coordenadora-Geral de Sustentabilidade Financeira do
SNUC - CGSF
Departamento de Áreas Protegidas - DAP/MMA

MATEUS MOTTER DALA SENTA
Analista Ambiental
Departamento de Florestas - DFLO/MMA

LUIS HERNANDO HINTZE
Especialista Sênior - Setor de Mudanças Climáticas e
Desenvolvimento Sustentável
Banco Interamericano de Desenvolvimento - BID

MARINA GHORAYEB GARCIA
Gerente de Projetos - GEF Terrestre
Fundo Brasileiro para a Biodiversidade - FUNBIO

VIVIAN SADDOCK DA SILVA
Analista de Projetos - GEF Terrestre
Fundo Brasileiro para a Biodiversidade - FUNBIO

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DO PANTANAL

SOLANGE KIMIE IKEDA
Universidade do Estado de Mato Grosso (Unemat)

CLOVIS VAILANT
Instituto Gaia

LETÍCIA COUTO GARCIA
Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS)

FOTO DA CAPA

Descarregamento de mudas para restauração ecológica na
Estação Ecológica de Taiaimã/ICMBio.
Acervo: Instituto Gaia.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Referencial teórico de princípios e padrões para prática da restauração ecológica aplicados ao bioma Pantanal [livro eletrônico] / Cátia Nunes da Cunha ... [et al.]. -- 1. ed. -- Campo Grande, MS : MUPAN, 2025.
PDF

Outros autores: Joisiane Mendes Araujo, Eduardo Guimarães Couto, Jéssica Melanya Sisti de Paiva, Patrícia Carla de Oliveira, Mathias do Nascimento Amador, Rosan Valter Fernandes

Bibliografia

DOI: 10.5281/ZENODO.17465418

ISBN 978-85-69786-36-8

1. Conservação da natureza 2. Ecologia 3. Gestão ambiental 4. Monitoramento ambiental 5. Pantanal Mato-grossense (MT e MS) 4. Restauração florestal 6. Restauração florestal 7. Sustentabilidade ambiental I. Cunha, Cátia Nunes da. II. Araujo, Joisiane Mendes. III. Couto, Eduardo Guimarães. IV. Paiva, Jéssica Melanya Sisti de. V. Oliveira, Patrícia Carla de. VI. Amador, Mathias do Nascimento. VII. Fernandes, Rosan Valter.

25-307885.7

CDD-577.098172

Índices para catálogo sistemático:

1. Pantanal Mato-grossense : Biomas : Ciências 577.098172
Maria Alice Ferreira - Bibliotecária - CRB-8/7964

Sumário

CONTEXTUALIZAÇÃO.....	5
APRESENTAÇÃO	9
Objetivo do documento	9
Público-alvo	9
Construção	9
Estrutura do documento.....	10
1. CONTEXTUALIZAÇÃO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	12
1.1. Visão geral sobre a restauração ecológica e mitigação de impactos	12
1.2. Panorama político, socioeconômico e ambiental da restauração no Brasil e no Pantanal....	15
1.3. A Década da ONU para a Restauração de Ecossistemas (2021-2030).....	16
2. REFERENCIAIS TEÓRICOS PARA A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS	19
2.1. Definição de áreas úmidas.....	19
2.2. Classificação de Áreas Úmidas	21
2.3. Funções e serviços ecossistêmicos das áreas úmidas	23
2.4. Evolução do conceito de restauração ecológica	25
2.5. Visão ecossistêmica e processos ecológicos na restauração de Áreas Úmidas Tropicais.....	27
3. PRINCÍPIOS ECOLÓGICOS PARA A RESTAURAÇÃO NO PANTANAL	35
3.1. Estrutura e funcionamento dos ecossistemas do Pantanal	35
3.2. Aspectos facilitadores e adversidades na restauração no Pantanal	39
4. PADRÕES PARA A PRÁTICA DE PLANEJAMENTO E IMPLEMENTAÇÃO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO NO PANTANAL	57
4.1. Planejamento e delineamento de projetos de restauração no Pantanal	57
4.2. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas	63
4.3. Métodos e técnicas para a restauração dos macro-habitats pantaneiros	65
4.4. Lacunas sobre a restauração no Pantanal.....	109
4.5. Recuperação ecológica no Pantanal: desafios, lições aprendidas e recomendações	110
5. MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO	116
5.1. Importância do monitoramento e seus objetivos	116
6. MANEJO ADAPTATIVO PARA A RESTAURAÇÃO NO PANTANAL.....	116
6.1. Conceito e importância do Manejo Adaptativo	116
REFERÊNCIAS	117
ANEXO	132



Mudas para restauração ecológica - viveiro na comunidade de São Pedro de Joselândia (MT).
Foto: Carol Brenck

CONTEXTUALIZAÇÃO

Este documento integra um conjunto de três publicações resultantes de um trabalho coletivo para o “Desenvolvimento de Referencial Teórico de Princípios e Padrões para Prática de Recuperação da Vegetação e Recomendações para o Monitoramento da Recuperação Aplicados ao Bioma Pantanal”, de forma a gerar subsídios para o Pacto pela Restauração do Pantanal, a saber:

- Referencial teórico de princípios e padrões para prática da restauração ecológica aplicados ao bioma Pantanal.
- Recomendações para o monitoramento da recuperação da vegetação no Pantanal.
- Recuperação do Pantanal: um guia prático para a restauração ecológica.

Ressalta-se que a terceira publicação, no formato de um guia para a restauração ecológica, tem como conteúdo uma síntese das publicações anteriores, o referencial teórico para a restauração do Pantanal e o monitoramento da restauração, as quais tratam estes temas em detalhes e de forma mais extensa.

Para a etapa de elaboração deste volume, que trata do referencial teórico para a restauração do Pantanal, foram realizados levantamentos, organização e análises integradas de uma série de dados secundários de artigos científicos, publicações técnicas e relatórios de projetos que tratam sobre a recuperação ecológica de áreas úmidas no Brasil e em todo o mundo. Foram primordiais a análise comparativa e a integração de dados extraídos de metodologias similares de restauração no Pantanal, juntamente com a avaliação minuciosa das técnicas específicas para cada abordagem. Merecem destaque as análises sobre os resultados e impactos dos sete projetos apoiados pelo GEF Terrestre no Pantanal, de 2020 a 2024, de diferentes instituições, conforme segue.

Projetos de restauração do Pantanal e instituições executoras, com apoio do GEF Terrestre, entre 2020 e 2024, com dados analisados.

Fundação de Apoio à Pesquisa, ao Ensino e à Cultura (Fapec)	Estado de conservação, restauração ecológica e cadeia produtiva de espécies vegetais nativas de interesse indígena no Pantanal
Instituto Homem Pantaneiro (IHP)	Mitigação dos Efeitos dos Incêndios de 2020 e Prevenção Contra Novos Incêndios na Serra do Amolar, Pantanal
Instituto Gaia	Projeto de Restauração da Biodiversidade, Conservação das Águas e Prevenção dos Incêndios das Áreas Úmidas do Pantanal – Estação Ecológica de Taiamã
Fundação Neotrópica do Brasil (Neotrópica)	Recuperação de Áreas Degradadas na Reserva Biológica Marechal Cândido Mariano Rondon e Formação de Brigadas Comunitárias – Miranda, MS
Mupan - Mulheres em Ação no Pantanal e Wetlands International Brasil	Recuperação de florestas ribeirinhas pantaneiras: beneficiando água, solo, peixes e populações do entorno da RPPN Sesc Pantanal
Ecoa - Ecologia e Ação	Restauração estratégica e participativa no Pantanal: APA Baía Negra
Fundação Pró-Natureza (Funatura)	RPPN Sesc Pantanal – Recuperando e Protegendo

Como forma de incremento da base de informações e dados, após as análises dos artigos, relatórios e demais publicações, foram registradas contribuições fundamentais de especialistas em restauração do bioma Pantanal, por meio de uma oficina com os gestores dos projetos supracitados, representantes de instituições de pesquisa e extensão, agências financiadoras, órgãos ambientais e demais, que contou com dinâmicas interativas e participativas com grupos de trabalho de três a cinco participantes, em diferentes composições, de forma a garantir que as contribuições individuais fossem efetivamente registradas.

Lista de participantes e ausências justificadas na Oficina sobre Referencial Teórico da Restauração no Pantanal, realizada de forma virtual, em 31/10/2024.

N	NOME	REPRESENTAÇÃO
01	Ana Paula Lopes	Wetlands International Brasil
02	Áurea da Silva Garcia	Mupan - Mulheres em Ação no Pantanal e Wetlands International Brasil
03	Cátia Nunes da Cunha	Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
04	Clovis Vailant	Instituto Gaia e Pacto Pantanal
05	Cristiane Brigitti dos Santos	Instituto Homem Pantaneiro (IHP)
06	Danúbia da Silva Leão	Instituto Gaia
07	Edmundo Dantéz Costa Neto	Wetlands International Brasil
08	Eduardo Guimarães Couto	Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
09	Ellen Cristina Magalhães Nacanishi	Instituto Gaia

N	NOME	REPRESENTAÇÃO
10	Fernando Henrique Barbosa da Silva	Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
11	Grasiela Porfírio	Instituto Homem Pantaneiro (IHP)
12	Jaçanan Milani	Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
13	Jéssica Melanya Sisti de Paiva	Oriente
14	Joari Costa de Arruda	Ecopantanal
15	Joisiane Karoline Mendes Araújo	Mupan - Mulheres em Ação no Pantanal
16	Lennon Godoi	Mupan - Mulheres em Ação no Pantanal e Wetlands International Brasil
17	Letícia Couto Garcia	Laboratório Ecologia da Intervenção (LEI/UFMS)
18	Letícia Reis	Fundação de Apoio à Pesquisa, ao Ensino e à Cultura (Fapec)
19	Lilian Pereira	Wetlands International Brasil
20	Mateus Motter Dala Senta	Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA) e GEF Terrestre
21	Nilo Sander	Regenera Soluções Ambientais
22	Rafaela Nicola	Wetlands International Brasil
23	Rosan Valter Fernandes	Mupan - Mulheres em Ação no Pantanal e Wetlands International Brasil
24	Sandra Aparecida Santos	Embrapa Pantanal
25	Solange Kimie Ikeda	Universidade do Estado de Mato Grosso (Unemat)
26	Suelma Ribeiro Silva	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) – Universidade de Brasília (UnB) – CBC
27	Verônica Maioli	WWF
28	Vivian Saddock	Fundo Brasileiro para a Diversidade (Funbio) e GEF Terrestre
Equipe de Moderação		
29	Bia Vollet	LanternaLab
30	Tiago Sartori	LanternaLab

Ainda, justificaram ausência na oficina os seguintes convidados e suas representações:

1. André Luiz Siqueira – ECOA
2. Angélica Guerra – Inst. Homem Pantaneiro (IHP)
3. Cátia Urbanetz – Embrapa Pantanal
4. Jessica Melanya Sisti de Paiva – Consultoria independente
5. Letícia Couto Garcia – Fapec
6. Luiz Gustavo Gonçalves – Inst. Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

A partir daí, as contribuições foram incorporadas aos resultados das análises das publicações e dos dados dos relatórios dos projetos de restauração no Pantanal, resultando no documento apresentado a seguir, desenvolvido de forma analítica e integrada, sobre os sucessos e aprendizados dos métodos de restauração deste bioma, seus resultados e impactos, equiparando esta prática com a recuperação das demais áreas úmidas em diferentes regiões do planeta.

O trabalho de “Desenvolvimento de Referencial Teórico de Princípios e Padrões de Práticas de Recuperação da Vegetação e Recomendações para o Monitoramento da Recuperação Aplicados ao Bioma Pantanal” foi executado pela Mupan – Mulheres em Ação no Pantanal e pela Wetlands International Brasil, em parceria com o Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INAU) e a Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT), sendo apoiado pelo Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), por meio do Projeto Estratégias de Conservação, Recuperação e Manejo para a Biodiversidade da Caatinga, Pampa e Pantanal (GEF Terrestre), coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA), com as agências Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), como implementadora, e o Fundo Brasileiro de Biodiversidade (FUNBIO), como executor, destinando-se como subsídio para o Pacto pela Restauração do Pantanal.



Trilha Regeneração - Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN)
Sesc Pantanal (Barão de Melgaço, MT).
Acervo: Mupan.

APRESENTAÇÃO

Objetivo do documento

Este referencial teórico foi desenvolvido com o objetivo de fornecer orientações técnicas e metodológicas, de forma a atuar como uma ferramenta integrada e prática para a restauração ecológica no bioma Pantanal, um dos ecossistemas mais ricos e vulneráveis do planeta. O documento visa orientar as ações de recuperação da vegetação no Pantanal, com foco nas singularidades deste bioma e nas necessidades de adaptação às mudanças climáticas. Ao integrar conhecimento científico e prático, busca-se fortalecer a eficácia dos projetos de restauração, assegurando a sustentabilidade e os serviços ecossistêmicos essenciais para a região, especialmente diante das incertezas climáticas.

Público-alvo

O documento destina-se a instituições governamentais e não governamentais, empresas, gestores públicos, acadêmicos e profissionais envolvidos na conservação, restauração e no manejo ambiental do bioma Pantanal. Ele também serve como ferramenta de apoio para projetos e iniciativas que já estejam em andamento, bem como para novos projetos de restauração ecológica, com o intuito de assegurar que as intervenções realizadas sejam eficazes e sustentáveis a longo prazo.

Construção

A construção deste referencial envolveu uma abordagem colaborativa, reunindo especialistas, pesquisadores e instituições comprometidas com a restauração no Pantanal. As metodologias utilizadas incluem revisões bibliográficas, estudos de caso, *workshops* e consultas com *stakeholders* locais, que compartilharam os principais desafios e as oportunidades para a restauração no bioma. A metodologia de construção do documento também inclui uma análise das práticas empíricas já aplicadas, com foco nos resultados alcançados e nas lições aprendidas.

Estrutura do documento

O documento está organizado em seis capítulos, que abordam desde pesquisas bibliográficas para a contextualização da restauração ecológica de áreas úmidas, com destaque para no Pantanal Matogrossense, até as etapas de planejamento, execução e monitoramento das ações de restauração. A estrutura dos capítulos visa guiar o leitor por todo o processo para a construção deste referencial teórico da restauração de áreas úmidas o Pantanal, com foco sobre os tipos de solos que compõem o bioma, as conjunturas para a recuperação destes solos e a recuperação da vegetação pantaneira propriamente, considerando princípios ecológicos, métodos e técnicas, evidências científicas e práticas analisadas nas referências bibliográficas e dados dos projetos de recuperação do Pantanal.

Capítulo 1: Contextualização da restauração ecológica

Este capítulo apresenta uma visão geral sobre a restauração ecológica e a mitigação de impactos ambientais, com ênfase nas particularidades das áreas úmidas, como o Pantanal. É discutido o papel fundamental da restauração para a recuperação de ecossistemas degradados e como ela pode contribuir para a sustentabilidade da região. Também são abordados os desafios específicos enfrentados na restauração de áreas úmidas, além de um panorama das iniciativas globais e locais, como a Década da ONU para a Restauração de Ecossistemas.

Capítulo 2: Referenciais teóricos para a restauração de áreas úmidas

Este capítulo fornece uma compreensão abrangente das áreas úmidas, explorando desde sua definição e classificação até as funções e os serviços ecossistêmicos que elas desempenham. Além disso, aborda a evolução do conceito de restauração ecológica aplicado a esses ambientes, destacando as mudanças nas abordagens e as novas perspectivas sobre a recuperação e conservação das áreas úmidas.

Capítulo 3: Princípios ecológicos para a restauração no Pantanal

Este capítulo aborda os princípios ecológicos necessários para a restauração no Pantanal, com foco no funcionamento dos ecossistemas, no gradiente de inundação, no tipo de solo e na distribuição de espécies de plantas. A restau-

ração de macro-habitats no Pantanal é discutida, considerando os fatores abióticos e bióticos que influenciam a dinâmica da vegetação, incluindo a seleção de espécies adequadas e o uso de sementes, mudas e grupos funcionais tolerantes ao ambiente pantaneiro.

Capítulo 4: Padrões para a prática de planejamento e implantação de projetos de restauração no Pantanal

O quarto capítulo apresenta diretrizes para o planejamento e para a implementação de projetos de restauração no Pantanal, incluindo um fluxograma baseada nos princípios para a restauração de áreas úmidas, segundo a Convenção de Ramsar. Serão apresentados os passos para o diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas, bem como os principais métodos e técnicas para a restauração dos macro-habitats pantaneiros, baseados em evidências científicas e práticas.

Capítulo 5: Monitoramento da restauração

Este capítulo foca na importância do monitoramento das ações de restauração, com a definição de indicadores ecológicos, de serviços ecossistêmicos e socioeconômicos. O acompanhamento contínuo das iniciativas permite a avaliação da eficácia das estratégias e a realização de ajustes baseados em dados concretos.

Capítulo 6: Manejo adaptativo para a restauração no Pantanal

O manejo adaptativo é abordado como uma ferramenta essencial para garantir a sustentabilidade das ações de restauração, permitindo ajustes contínuos baseados em dados de monitoramento. Este capítulo explora como o manejo adaptativo pode ser integrado com o monitoramento e os ajustes das estratégias de restauração.

Referências

Por fim, o documento apresenta uma lista completa de referências bibliográficas utilizadas na construção do referencial teórico. O documento também inclui leituras adicionais e sites úteis para apoiar a compreensão e aplicação dos conceitos discutidos, além de se posicionar como um recurso em constante atualização, à medida que novos aprendizados surgem a partir das ações práticas.

1. CONTEXTUALIZAÇÃO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA



1.1. Visão geral sobre a restauração ecológica e mitigação de impactos

A degradação dos ecossistemas tem se intensificado nas últimas décadas, comprometendo a qualidade ambiental e afetando diretamente os serviços ecossistêmicos fundamentais para a vida humana. Cientistas de diversas partes do mundo vêm analisando os impactos ecológicos e hidrológicos dessas mudanças, reconhecendo que as soluções precisam ser adaptativas, resilientes e baseadas em um sólido conhecimento científico para serem eficazes. Em resposta, a restauração ecológica tem sido apontada como uma das principais ferramentas para mitigar os impactos ambientais e promover a recuperação de áreas degradadas. A restauração não se limita à recuperação da vegetação, mas envolve uma série de processos destinados a restaurar a integridade ecológica e os serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação dos ciclos hidrológicos, o sequestro de carbono e a manutenção da biodiversidade.

Diante da crescente incerteza climática, que se traduz em mudanças imprevisíveis nos padrões de temperatura, precipitação e eventos climáticos extremos, a restauração ecológica no contexto atual se torna ainda mais desafiadora. A variabilidade climática exige que as estratégias de restauração sejam ainda mais complexas, flexíveis e adaptativas, levando em consideração as mudanças nos regimes hídricos e as transformações nos ecossistemas. Nesse contexto, as ações de restauração podem ajudar a aumentar a resiliência dos ecossistemas e contribuir para a mitigação das mudanças climáticas, promovendo o sequestro de carbono, a proteção dos recursos hídricos e a manutenção da biodiversidade.

A necessidade de restaurar ecossistemas críticos é reforçada por compromissos globais assumidos em acordos internacionais, como parte de um esforço maior para o alcance de metas globais de conservação e sustentabilidade. Esses acordos, como os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) e o Marco Global de Kunming-Montreal, estabelecem diretrizes globais, muitas das quais destacam a necessidade de restaurar ecossistemas degradados

para conservação e manutenção da biodiversidade. Reconhecendo a gravidade da situação, a Organização das Nações Unidas (ONU) proclamou a Década da Restauração (2021-2030), com metas específicas para reverter a perda de biodiversidade e mitigar os impactos das mudanças climáticas, ações que impactam diretamente a segurança hídrica e alimentar mundial (Gann *et al.*, 2019). Este esforço global enfatiza a necessidade de ações imediatas e coordenadas que levem em conta as incertezas inerentes às projeções climáticas e promovam práticas de restauração adaptativas e baseadas em ciência.

No Brasil, mesmo antes da declaração da ONU, o movimento de restauração já estava em ascensão, com iniciativas como o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG) e o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (MMA, 2017), que reafirmam o compromisso nacional com a restauração de ecossistemas. Contudo, desafios como o desmatamento contínuo e a escassez de recursos financeiros para a implementação de projetos em grande escala continuam a dificultar o avanço dessa agenda (Hallett *et al.*, 2013).

Para que as iniciativas de restauração sejam eficazes, é essencial desenvolver referenciais teóricos robustos e adaptados às características específicas de cada bioma, abrangendo tanto os ecossistemas terrestres quanto as áreas úmidas. Gann *et al.* (2019) propõem uma abordagem integrada que considera as condições históricas de referência e a necessidade de estratégias adaptativas, fundamentais para garantir a resiliência dos ecossistemas em processo de recuperação. Além disso, a participação ativa das comunidades locais é imprescindível para que as iniciativas sejam culturalmente adequadas e sustentáveis a longo prazo, como enfatizado por Hallett *et al.* (2013).

Nesse contexto, a degradação das áreas úmidas é vista como um dos maiores desafios, devido a sua importância na manutenção da biodiversidade e na regulação dos ciclos hidrológicos (Mitsch & Gosselink, 2015; Zedler & Ker-

Rio Cuiabá, região da
RPPN Sesc Pantanal
(Poconé e Barão de
Melgaço, MT).
Acervo: Godoi Filmes.





Mudas para restauração ecológica na Área de Proteção Ambiental da Baía Negra (Ladário, MS). Acervo: Ecoa - Ecologia e Ação.

cher, 2005; Finlayson et al., 2018). O aumento das incertezas climáticas, conforme já alertava Erwin (2009), torna o manejo e a restauração dessas áreas ainda mais desafiadores. As áreas úmidas são altamente sensíveis a alterações na quantidade e qualidade da água, o que impacta diretamente os regimes hidrológicos. A resposta desses ecossistemas às mudanças climáticas também varia entre regiões e bacias hidrográficas, tornando cada caso único.

A Convenção de Ramsar, em seu Manual para o Uso Racional das Áreas Úmidas (Ramsar Convention Secretariat, 2016), destaca a restauração dessas áreas como uma ação prioritária para a conservação da biodiversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos que elas oferecem. Esse documento integra as ações e os compromissos da Convenção de Ramsar, essencial para a conservação e o

uso sustentável das áreas úmidas em escala global. A recuperação dessas áreas não só restabelece serviços ecossistêmicos fundamentais, mas também promove a sustentabilidade dos ecossistemas e o bem-estar humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

No Pantanal, um dos maiores e mais biodiversos ecossistemas alagáveis do planeta, as estratégias de restauração devem ser cuidadosamente ajustadas às singularidades regionais, considerando as condições específicas de sua planície alagável e os diferentes macro-habitats que compõem o bioma. A restauração ecológica no Pantanal apresenta desafios únicos devido à complexa interação entre áreas alagadas e secas, com uma grande diversidade de espécies adaptadas a esse regime. A recuperação de áreas degradadas deve considerar essas características específicas, como o fluxo das águas, a dinâmica do pulso de inundação e a biodiversidade única da região.

A urgência dessa tarefa se intensifica diante das incertezas climáticas, pois o Pantanal tem sido significativamente impactado por mudanças no clima, incluindo secas prolongadas, eventos climáticos extremos e o aumento da frequência e intensidade de incêndios florestais. Portanto, a restauração no Pantanal exige uma abordagem adaptativa, que leve em conta as flutuações naturais do clima e os efeitos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade e os processos ecológicos. A recuperação da vegetação nativa nos diversos macro-habitats, tanto em áreas inundáveis quanto não inundáveis, somada ao manejo sustentável dos recursos hídricos, é uma peça-chave para fortalecer a resiliência do Pantanal.

1.2. Panorama político, socioeconômico e ambiental da restauração no Brasil e no Pantanal

No Brasil, a restauração ecológica e a proteção da vegetação nativa vêm sendo impulsionadas por uma série de políticas públicas e leis que orientam e incentivam a recuperação de áreas degradadas e a proteção dos recursos naturais. Entre as principais legislações, estão a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981), a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, chamada de 'Novo Código Florestal' (Lei nº 12.651/2012), a Instrução Normativa ICMBio nº 11/2014 e o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG), estabelecido em 2017, com a meta de restaurar 12,5 milhões de hectares até 2030. Embora esses marcos legais promovam avanços, ainda há obstáculos, como a falta de financiamento e as fragilidades na governança ambiental, que limitam a efetividade dessas políticas.

O Novo Código Florestal, que atualiza a legislação de 1965, trouxe mudanças na delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APPs), ao considerar a borda do leito regular dos cursos d'água como ponto de referência, em vez da área alagada sazonalmente. Essa alteração resultou em uma redução nas faixas de proteção ripárias em várias regiões do país, impactando biomas como a Mata Atlântica, o Cerrado e, de forma ainda pior, o Pantanal e a Amazônia (Garcia et al., 2013; 2021).

No Pantanal, algumas áreas com curtos períodos de inundação se enquadram nas faixas de proteção reduzidas pela nova legislação (Junk et al., 2006; Arruda et al., 2016). Essa redução pode comprometer a eficácia da restauração ecológica, especialmente para plantas menos tolerantes a inundações, que enfrentam dificuldades em função das variações no regime hídrico e da baixa disponibilidade de oxigênio nessas zonas (Keeley, 1979). Esse cenário provoca um efeito seletivo na composição das espécies ao longo do tempo, variando de acordo com a topografia próxima ao corpo d'água, o que permite a sobrevivência apenas das plantas mais tolerantes (Metzger et al., 1998; Capon 2005). Para que a restauração nessas áreas seja bem-sucedida, é importante escolher espécies que resistam a períodos de inundação e possam continuar crescendo após o fim das cheias.

Considerado Patrimônio Nacional pela Constituição de 1988 e classificado como Patrimônio da Humanidade e Reserva da Biosfera pela UNESCO em 2000, o Pantanal enfrenta pressões intensas, como a expansão agrícola, a pecuária, a construção de hidrelétricas, o desmatamento e os incêndios florestais. Esses fatores resultam na perda de habitats, na fragmentação de áreas naturais e na degradação dos recursos hídricos, ameaçando a biodiversidade e os serviços

ecossistêmicos críticos da região. Apesar disso, ainda não existe uma legislação específica e uniforme para a gestão e conservação ambiental do Pantanal. Em Mato Grosso, a Lei 8.830/2008 estabelece diretrizes para a proteção da Bacia do Alto Paraguai, enquanto Mato Grosso do Sul criou o Decreto 14.273 em 2015, conhecido como CAR Pantanal, que restringe certas atividades econômicas na planície de inundação e estabelece a preservação de 50% da vegetação arbórea e 40% da vegetação nativa em propriedades privadas.

A falta de uma legislação ambiental unificada para o Pantanal em ambos os estados gera um desafio significativo. Esforços para definir uma política que equilibre desenvolvimento econômico e conservação ambiental na região são essenciais para responder aos interesses tanto de produtores quanto de ambientalistas. Estudos indicam que o aumento das Reservas Legais poderia trazer benefícios econômicos e ambientais ao Pantanal, incluindo a redução de custos com reposição de nutrientes no solo, estimada em até USD\$1,1 milhão por ano (Guerra et al., 2020).

Outro aspecto relevante é o “arco de perda de vegetação”, um fenômeno que, assim como na Amazônia, afeta as áreas de fronteira do Pantanal, coincidindo com as regiões de uso mais intenso e baixa resiliência ambiental (Guerra et al., 2020). Essa perda de vegetação exige atenção urgente, para evitar que o impacto se alastre para a planície.

A Instrução Normativa ICMBio nº 11/2014 regulamenta a elaboração, a análise, a aprovação e o acompanhamento de Projetos de Recuperação de Área Degradada (PRAD). Segundo essa norma, o PRAD deve definir as ações necessárias para recuperação ou restauração, com base nas características ambientais da área e nos tipos de impacto. O projeto deve apresentar métodos e técnicas específicas para cada local, priorizando medidas eficazes, como a regeneração natural de espécies nativas, e garantir a proteção contra fatores que possam comprometer o processo de restauração.

O PLANAVEG, com a meta de restaurar 50 mil hectares no Pantanal, e o baixo índice de áreas protegidas no bioma – que corresponde a apenas 4,6%, segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) – indicam a necessidade de políticas públicas ainda mais robustas e integradas, com base em evidências científicas, para a restauração e conservação no Pantanal.

1.3. A Década da ONU para a Restauração de Ecossistemas (2021-2030)

A Década da ONU para a Restauração de Ecossistemas (2021-2030) foi lançada com a ambiciosa meta de restaurar 350 milhões de hectares de ecossis-

temas degradados até 2030, promovendo um movimento global de conservação que visa combater a perda de biodiversidade, assegurar a segurança alimentar e melhorar a disponibilidade e qualidade de recursos hídricos. Ao mesmo tempo, essa iniciativa busca aumentar a resiliência de comunidades e ecossistemas, ajudando-os a se adaptarem às mudanças climáticas. Com isso, a Década se configura como uma plataforma de engajamento global para a restauração ecológica, oferecendo uma oportunidade única para fortalecer compromissos, coordenar ações e mobilizar recursos em apoio aos biomas mais vulneráveis e diversos, em alinhamento com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

O Brasil tem um papel central nesse movimento, pois abriga biomas de relevância internacional, como a Amazônia, a Mata Atlântica, o Cerrado, o Pantanal, o Pampa e a Caatinga, todos essenciais para o equilíbrio climático e ecológico. A restauração no Brasil já se manifesta em diversas frentes, com iniciativas como o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG) e o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (MMA, 2017), voltadas para a recuperação de áreas degradadas e a regeneração da vegetação nativa. Esses esforços visam não apenas a restauração de ecossistemas, mas também a recuperação dos serviços ecossistêmicos que eles oferecem, como a proteção dos recursos hídricos, a estabilidade do solo e o sequestro de carbono.

No Pantanal, a restauração ecológica é particularmente complexa devido às características únicas e às variações sazonais do regime hídrico, que condicionam a vegetação e as dinâmicas ecológicas. A Década da ONU oferece um contexto para que projetos de grande escala sejam articulados em prol da conservação desse bioma, que enfrenta uma série de ameaças. Iniciativas como o Projeto GEF Terrestre, um projeto do Governo Federal que visa promover a conservação da biodiversidade da Caatinga, do Pampa e do Pantanal, alinhado aos princípios da Convenção de Diversidade Biológica (CDB) e da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UNFCCC), desempenham um papel estratégico na conservação de ecossistemas brasileiros. Esse projeto, que opera em biomas como Caatinga, Pampa e Pantanal, mobiliza uma rede de instituições governamentais e não governamentais, empresas e comunidades locais, para implementar práticas de restauração que levem em conta as especificidades de cada bioma, promovendo o manejo sustentável dos recursos naturais.

O GEF Terrestre prioriza, no Pantanal, práticas de restauração adaptativas para os diferentes macro-habitats, o que representa uma inovação importante para a restauração na região. Essas estratégias consideram as necessidades particulares dos ecossistemas do Pantanal, que dependem de ciclos de inundação para a manutenção de seus processos ecológicos e para a sustentação de uma rica diversidade de espécies aquáticas e terrestres. As ações desen-

volvidas têm gerado lições valiosas sobre técnicas de restauração adequadas para o bioma, especialmente em áreas de bordas da planície alagável e macro-habitats sujeitos a diferentes níveis de inundação. Esses conhecimentos reforçam a importância de seguir diretrizes científicas e estratégias baseadas em evidências, que integram dados ecológicos com as realidades locais.

Entre os aprendizados, destacam-se a necessidade de uma abordagem de restauração que respeite o regime hídrico do Pantanal e favoreça espécies vegetais nativas adaptadas às variações sazonais de alagamento e seca. Essas diretrizes têm sido fundamentais para moldar a aplicação prática da restauração no Pantanal e servem como referência para futuras iniciativas de conservação no bioma. Além disso, esses conhecimentos fortalecem a capacidade de adaptação das comunidades locais, permitindo que sejam protagonistas na gestão sustentável de seus territórios e incentivando o desenvolvimento de uma governança participativa.

A Década da ONU também catalisa a criação e o fortalecimento de movimentos como o Pacto pela Restauração do Pantanal, impulsionado pela sociedade civil, que promove parcerias estratégicas com instituições governamentais e não governamentais, setor privado e comunidades locais. O Pacto busca promover a adoção de práticas sustentáveis que revertam a degradação ambiental, assegurem a continuidade dos serviços ecossistêmicos e mitiguem os impactos das mudanças climáticas no Pantanal. Ao construir uma rede de apoio multisetorial, o Pacto facilita a implementação de práticas que conciliam desenvolvimento socioeconômico com conservação ambiental, priorizando abordagens restaurativas em áreas de alto valor ecológico e social.

A Década da ONU para a Restauração de Ecossistemas representa uma oportunidade única para integrar ações de restauração em políticas públicas e estratégias nacionais de desenvolvimento sustentável. No Brasil, o desafio é garantir que essas ações não apenas revertam a degradação ambiental, mas também promovam a inclusão social e o desenvolvimento de alternativas econômicas sustentáveis para as comunidades locais. A restauração de ecossistemas, portanto, deve ser acompanhada de políticas que incentivem o uso racional dos recursos naturais, a valorização dos conhecimentos tradicionais e a capacitação das populações para a gestão dos territórios restaurados.

Em suma, a Década da Restauração mobiliza o Brasil a assumir uma posição de liderança global em restauração ecológica, unindo esforços locais e internacionais para recuperar ecossistemas degradados e assegurar a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos. A restauração do Pantanal e de outros biomas brasileiros fortalece, assim, um legado ambiental e socioeconômico que contribuirá para a resiliência dos ecossistemas e comunidades, em alinhamento com as metas globais de conservação e desenvolvimento sustentável.

2. REFERENCIAIS TEÓRICOS PARA A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS

2.1. Definição de áreas úmidas

Áreas úmidas, também chamadas de zonas úmidas ou áreas alagadiças, são ecossistemas únicos localizados na interface entre ambientes aquáticos (como lagos e rios) e terrestres. Elas são consideradas zonas de transição terrestre-aquática (ATTZ), conforme definido por Junk et al., (1989). Essas áreas podem permanecer úmidas durante todo o ano, em certas estações ou até mesmo por parte do dia, dependendo das variações no nível da água causadas pelas oscilações dos rios ou mudanças na precipitação. Regiões com essas flutuações hídricas, comuns em áreas tropicais e subtropicais, são conhecidas como sistemas de pulso de inundação, caracterizadas por períodos de chuva e seca bem definidos (Junk et al., 2024).

Segundo a Recomendação do Comitê Nacional de Zonas Úmidas (CNZU) nº 07/2015, áreas úmidas são ecossistemas situados na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, podendo ocorrer tanto em regiões continentais quanto costeiras, com origens naturais ou artificiais. Esses ecossistemas podem estar permanentemente ou periodicamente inundados, ou apresentar solos encharcados. Em áreas úmidas sazonais, a superfície pode parecer seca durante grande parte do ano, o que pode dificultar sua identificação. As águas presentes variam de doces a salobras ou salgadas, e tanto a fauna quanto a flora são adaptadas à dinâmica hídrica característica desses ambientes (adaptado de Junk et al., 2014). As áreas úmidas tropicais são ecossistemas extremamente dinâmicos, onde flutuações hidrológicas, ciclagem de nutrientes e interações biológicas se interconectam, sustentando uma rica biodiversidade e oferecendo uma ampla gama de serviços ecossistêmicos (Mitsch & Gosselink, 2015).

Apesar da grande diversidade de tipos de áreas úmidas, todas compartilham características ecológicas que as diferenciam das terras altas e de outros ecossistemas aquáticos, com condições hidrológicas, edáficas e biológicas



Reserva Particular do
Patrimônio Natural
(RPPN) Sesc Pantanal
(Barão de Melgaço, MT).
Foto: Jeferson Prado.

singulares. O regime hidrológico dessas áreas, definido pela **duração, amplitude e frequência** do pulso de inundação, é um dos principais fatores que influenciam os componentes ecológicos. O pulso de inundação é a principal força que regula a produtividade e as interações biológicas nas zonas de inundação (Junk et al., 1989), visto que “um pulso previsível de longa duração gera adaptações e estratégias que propiciam o uso eficiente dos atributos da zona de transição aquática/terrestre” (Rezende, 2008).

Solos de áreas úmidas, conhecidos como solos hídricos, formam-se sob saturação prolongada de água, criando ambientes anaeróbicos, com baixa disponibilidade de oxigênio (Tiner, 2017). Essas condições favorecem características físicas e químicas singulares, como a coloração acinzentada ou azulada, conhecida como cor gleizada, e feições redoximórficas, que indicam alternância entre condições aeróbicas e anaeróbicas. Os solos hídricos são essenciais para identificar áreas úmidas, especialmente quando associados a plantas adaptadas à saturação, conhecidas como hidrófitas.

Em áreas com inundações sazonais, como o Pantanal, os solos apresentam características diferentes dos solos hídricos tradicionais. No Pantanal, ciclos anuais de alagamento e secagem impedem a formação contínua de condições anaeróbicas. Durante períodos de saturação, esses solos desenvolvem características típicas de áreas úmidas, mas na estação seca, a drenagem permite a oxigenação do solo, resultando em ambientes aeróbicos.

A restauração ecológica no Pantanal é um desafio que exige uma compreensão mais profunda dos solos e dos processos que moldam a paisagem. Con-

forme destacado por Couto et al. (2023), a diversidade dos solos na região é influenciada pela topografia e pela frequência das inundações, resultando em formações como Plintossolos, Gleissolos e Planossolos. Entre esses, os Plintossolos devem ser vistos com um olhar especial. Esses solos são formados em ambientes com alternância entre períodos úmidos e secos, disponibilidade de ferro e presença de matéria orgânica. Nesse contexto, há formação de plintitas. Quando a plintita é submetida a múltiplos ciclos de umedecimento e secagem, pode endurecer, formando a petroplintita. Essas formações endurecidas afetam a permeabilidade do solo, a disponibilidade de nutrientes e a capacidade de suporte da vegetação-aspectos cruciais em projetos de restauração ecológica.

De modo geral, os solos anaeróbicos e alagados representam um ambiente desafiador para plantas terrestres, favorecendo o desenvolvimento de vegetação hidrofílica, adaptada para sobreviver a essas condições adversas. As áreas úmidas abrigam uma diversidade de plantas que evoluíram mecanismos específicos para tolerar solos saturados e baixos níveis de oxigênio (Nakamura 2021).

2.2. Classificação de Áreas Úmidas

A Classificação de Áreas Úmidas (AUs) publicada em 2014 considerou parâmetros hidrológicos, hidroquímicos e vegetacionais (Junk et al. 2014 a,b), aplicados na classificação dos macro-habitats do Pantanal (Nunes da Cunha & Junk, 2014; Nunes da Cunha et al., 2022), das várzeas (Junk et al., 2012, 2014c) e dos igapós amazônicos (Junk et al., 2015). No entanto, as definições e classificações tradicionais para Áreas Úmidas (AUs), formuladas há décadas, já não atendem às necessidades científicas e políticas atuais (Junk, 2024). Abordagens mais antigas, por exemplo, tratam AUs de tamanhos e complexidades diferentes de forma similar, o que dificulta a compreensão e a gestão dessas áreas. Para as grandes planícies de inundação, como o Pantanal, Junk (2024) propôs a categoria “Paisagens Úmidas” (PUs) como uma nova classe dentro das AUs brasileiras. Essas paisagens, influenciadas por um pulso de inundação previsível e monomodal, alternam anualmente entre fases aquáticas e terrestres. A criação da “Unidade Funcional” como uma categoria hierárquica adicional facilita a representação precisa dessa dinâmica e permite uma análise mais detalhada das interações entre os diferentes habitats dentro de uma mesma paisagem.

Na realidade, todas as grandes e complexas AUs ao redor do mundo se constituem como unidades paisagísticas, compostas por diversas subunidades ecológicas que interagem entre si. Muitas dessas áreas são habitadas por populações tradicionais com traços culturais específicos, reconhecidas por

governos locais como unidades administrativas e econômicas. Por essa razão, a ciência deve abordá-las de maneira holística, o que se reflete também na sua classificação e delimitação.

Conforme Junk (2024), “As Paisagens Úmidas são grandes unidades de paisagem onde diferentes tipos de áreas úmidas interagem intimamente com ecossistemas de águas profundas e/ou tropicais, fornecendo as condições ambientais necessárias para populações específicas de plantas e animais. As paisagens úmidas são frequentemente reconhecidas como unidades geográficas, econômicas, sociais e, em alguns casos, também culturais, e devem ser tratadas holisticamente como tal”. Dentro desta classificação, a “Unidade Funcional” representa uma macrorregião com condições hidrológicas similares, subdividida em menores subunidades hidrológicas. Os macro-habitats, por sua vez, são as menores categorias do sistema de classificação e são unidades de paisagens que estão sujeitas a condições hidrológicas semelhantes, cobertas por uma vegetação superior específica, ou, na ausência desta, submetidas a um ambiente similar, seja terrestre, seja aquático (Junk et al., 2015). Essa distinção indica que as espécies não são distribuídas de forma aleatória em grandes áreas úmidas, mas se adaptam a características particulares de cada macro-habitat.

No sistema, diferenciam-se cinco unidades funcionais (Figura 1):

1. Permanentemente aquáticas (águas permanentes)
2. Periodicamente aquáticas (ATTZ com vários meses de inundação)
3. Periodicamente terrestres (ATTZ com menor número de meses inundados)
4. Pantanosas (ATTZ permanentemente encharcadas e/ou inundadas por água rasa)
5. Permanentemente terrestres (sem inundação anual)
6. Antropogênicas

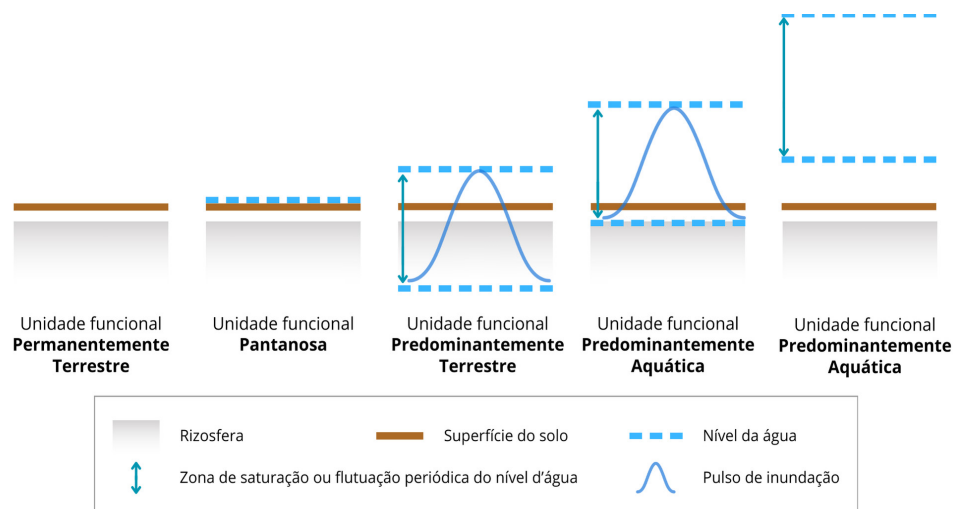


Figura 1. Unidades funcionais de subdivisão da classe Paisagens úmidas (PUs), de acordo com a sua posição hidrológica (Nunes da Cunha & Junk 2017, modificado)

No Pantanal, por exemplo, Nunes da Cunha et al. (2023) identificaram seis unidades funcionais, 16 subclasses e 74 macro-habitats, ilustrando a complexidade e a diversidade dessa região.

2.3. Funções e serviços ecossistêmicos das áreas úmidas

As áreas úmidas desempenham funções ecossistêmicas essenciais e oferecem uma ampla gama de serviços para o meio ambiente e a sociedade. Dentre as funções e os serviços ecossistêmicos principais, destacam-se a regulação do ciclo hidrológico, a manutenção da qualidade da água, o sequestro de carbono, a conservação da biodiversidade, a dispersão de sementes por peixes frugívoros e o suporte a atividades culturais e recreativas (Mitsch & Gosselink, 2015). Essas áreas também atuam como barreiras naturais contra eventos extremos, como enchentes e secas, reduzindo os impactos sobre populações humanas e infraestruturas (Zedler & Kercher, 2005).

2.3.1. Regulação do ciclo hidrológico

As áreas úmidas regulam o fluxo de água em bacias hidrográficas, absorvendo, armazenando e liberando água de maneira controlada. Esse papel é particularmente importante em regiões com regimes de chuva irregulares, onde as áreas úmidas funcionam como reservatórios naturais, reduzindo a intensidade de enchentes durante períodos de chuva intensa e minimizando secas em períodos de baixa precipitação (Junk et al., 1989). Estudos demonstram que ecossistemas de várzea e pântano, como o Pantanal, atuam como esponjas naturais, absorvendo água na estação chuvosa e liberando-a gradualmente durante a seca (Nunes da Cunha & Junk, 2014).

2.3.2. Filtragem e purificação da água

As áreas úmidas têm capacidade natural para filtrar e purificar a água, removendo sedimentos, nutrientes em excesso, metais pesados e poluentes químicos. Plantas aquáticas e microrganismos presentes nesses ecossistemas contribuem para a decomposição de matéria orgânica e a absorção de nutrientes, o que reduz a carga de poluentes e melhora a qualidade da água (Kadlec & Wallace, 2008). Esse processo é especialmente significativo em áreas úmidas que recebem águas de atividades agrícolas e urbanas, onde a presença de substâncias contaminantes é comum (Verhoeven et al., 2006).

2.3.3. Sequestro de carbono e armazenamento de gases de efeito estufa

As áreas úmidas atuam como um grande sumidouro de carbono, tanto na vegetação quanto nos solos, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas. Os solos dessas áreas, especialmente as turfeiras, acumulam grandes quantidades de matéria orgânica em condições anaeróbicas, o que reduz a decomposição e permite o armazenamento de carbono por longos períodos (Bridgham et al., 2006). Desse modo, a degradação de áreas úmidas leva à liberação de CO₂ e metano na atmosfera, intensificando o efeito estufa. A proteção e a restauração desses ecossistemas são, portanto, estratégias fundamentais para manter o carbono estocado no solo e reduzir as emissões de gases de efeito estufa, um serviço fundamental em tempos de mudanças climáticas aceleradas (Mitsch et al., 2013).

2.3.4. Conservação da biodiversidade

As áreas úmidas são habitats extremamente ricos em biodiversidade, abrigando espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Elas fornecem locais de alimentação, reprodução e refúgio para aves migratórias, peixes e uma variedade de plantas e animais (Davidson et al., 2018). A importância das áreas úmidas para a biodiversidade é amplamente documentada, com estudos mostrando que esses ecossistemas contribuem para a conectividade entre habitats, permitindo o fluxo gênico entre populações e auxiliando na conservação de espécies em risco (Junk et al., 2006). A biodiversidade é fundamental para a resiliência e estabilidade dos ecossistemas, fornecendo mecanismos que aumentam a capacidade desses sistemas de se adaptarem às perturbações e mudanças ambientais (Mitsch & Gosselink, 2015).

2.3.5. Dispersão de sementes por peixes frugívoros

A interação entre peixes frugívoros e plantas, promovendo potencial dispersão de sementes por peixes, é uma função ecológica importante, especialmente em grandes áreas úmidas, e pode ser considerada um serviço ecossistêmico de dispersão biológica, que contribui para a regeneração da vegetação e manutenção da biodiversidade (Horn et al., 2011; Corrêa et al., 2007; 2015). Esses peixes consomem frutos e sementes que caem das árvores e, ao digerirem os alimentos, transportam as sementes para novas áreas através de seus sistemas digestivos (Corrêa et al., 2007; 2015; Araújo et al., 2020; 2021). Esse processo contribui para uma potencial regeneração natural da vegetação, favorecendo a colonização de novas áreas e a diversificação genética das plantas, essenciais para a manutenção da biodiversidade. Além disso, em áreas úmidas, a conectividade entre habitats aquáticos e terrestres é particularmente importante para o sucesso dessa dispersão, uma vez que favorece a migração das espécies



Piraputanga salta para abocanhar frutos, Rio da Prata (Jardim, MS).
Foto: José Sabino.

de peixes e facilita a dispersão das sementes com potencial para germinação quando as águas baixarem. No entanto, esse serviço ecossistêmico não ocorre de forma eficaz em ecossistemas mais fragmentados, o que torna as grandes áreas úmidas essenciais para a dinâmica ecológica dessas interações.

2.3.6. Serviços culturais, recreativos e educacionais

Além dos benefícios ecológicos, as áreas úmidas têm valores culturais e sociais significativos. Muitas comunidades tradicionais utilizam as áreas úmidas para atividades de subsistência, como pesca e coleta de plantas. Esses ecossistemas também atraem atividades recreativas e turísticas, como observação de aves e ecoturismo, que geram benefícios econômicos e incentivam a conservação (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Em diversas partes do mundo, as áreas úmidas têm sido utilizadas como ambientes de educação ambiental, promovendo a conscientização sobre a importância dos ecossistemas e a necessidade de sua preservação (*Secretariat of the Convention on Biological Diversity*, 2020).

Em síntese, as áreas úmidas fornecem uma variedade de serviços ecossistêmicos essenciais que beneficiam o meio ambiente e a sociedade. A conservação e restauração dessas áreas são fundamentais para assegurar a continuidade desses serviços e garantir a resiliência das paisagens naturais e das comunidades humanas que delas dependem.

2.4. Evolução do conceito de restauração ecológica

A restauração ecológica é um campo de estudo e prática que tem passado por grandes transformações nas últimas décadas. Conforme a definição amplamente aceita pela Sociedade para Restauração Ecológica (SER, 2004), trata-se do processo de auxiliar na recuperação de um ecossistema que foi degradado,

danificado ou destruído. Essa definição inclui o estabelecimento de objetivos claros e mensuráveis, como a reintrodução de espécies-chave e o restabelecimento de regimes hidrológicos que sustentem a biodiversidade local (Aronson et al., 2016). O foco principal é guiar ecossistemas degradados para uma trajetória de recuperação que permita sua adaptação às mudanças locais e globais, promovendo a persistência e evolução das espécies nativas (Gann et al., 2019).

Para alcançar uma restauração bem-sucedida, é importante adotar uma abordagem ecossistêmica que considere as dinâmicas ecológicas do ecossistema-alvo e as pressões, tanto antrópicas quanto naturais, que influenciam esses processos (Hobbs & Harris, 2001). Essa abordagem vai além da simples recomposição de espécies ou recuperação da estrutura física dos habitats, buscando reativar processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes, a dinâmica de distúrbios e a regulação hidrológica, sempre levando em conta as características da região. O foco está em promover a autorregulação e aumentar a resiliência dos ecossistemas a longo prazo. Assim, o paradigma da restauração evolui, priorizando a funcionalidade dos processos ecológicos em vez de se concentrar apenas nas características florísticas e fisionômicas da comunidade restaurada (Zedler & Kercher, 2005; Rodrigues et al., 2009; Palmer et al., 2016).

A diversidade biológica e funcional desempenha um papel importante na resiliência dos ecossistemas. De acordo com Tilman et al. (1997), a variabilidade genética e de espécies contribui para a capacidade de adaptação e resistência dos ecossistemas a distúrbios ambientais. Da mesma forma, Diaz e Cabido (2001) ressaltam a importância da diversidade funcional — a variedade de respostas das espécies aos fatores ambientais — para a manutenção dos processos ecológicos. Assim, a inclusão de espécies que desempenham funções ecológicas distintas é essencial para assegurar que o ecossistema restaurado consiga sustentar uma ampla gama de funções e serviços, como a produção primária e a regulação climática.

O conceito de resiliência ecológica, introduzido por Holling (1973), é outro pilar da restauração ecológica. Ele se refere à capacidade de um ecossistema de absorver distúrbios e reorganizar-se sem perder suas funções, sua estrutura e identidade. A resiliência é, portanto, um objetivo central, pois aumenta a probabilidade de que o ecossistema restaurado seja autossustentável e capaz de se adaptar a futuras mudanças ambientais (Gunderson & Holling, 2002).

Além disso, o *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) destaca a importância dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos ecossistemas restaurados, que beneficiam diretamente e indiretamente a sociedade. A restauração orientada em processos ecológicos pode melhorar a provisão de serviços como purificação da água, controle da erosão e sequestro de carbono, contribuindo não apenas para a biodiversidade, mas também para o bem-estar humano (Rey-Benayas et al., 2009).

Nos últimos anos, o conceito de restauração ecológica expandiu-se para além de uma visão puramente ecológica, incorporando uma abordagem mais holística. Essa evolução reflete a integração de aspectos socioeconômicos e a necessidade de aumentar a resiliência dos ecossistemas diante das mudanças globais, como o aquecimento climático e a intensificação das atividades humanas. Dessa forma, embora o foco permaneça no restabelecimento de ecossistemas funcionais, reconhece-se agora a importância de adaptar as práticas de restauração às condições ambientais e sociais em constante transformação, visando à sustentabilidade e eficácia das intervenções ao longo do tempo.

2.5. Visão ecossistêmica e processos ecológicos na restauração de Áreas Úmidas Tropicais

A evolução do conceito de restauração para áreas úmidas reflete a complexidade e singularidade desses ecossistemas (Figura 2). Com o avanço do conhecimento científico, as práticas de restauração têm se ajustado para incorporar novas descobertas, especialmente no que diz respeito aos impactos das mudanças globais nos processos hidrológicos. Essa evolução tem permitido o desenvolvimento de abordagens mais eficazes e adaptativas, com destaque para a adoção de uma visão ecossistêmica no manejo e na restauração de áreas úmidas tropicais. Essa abordagem exige a integração de fatores ecológicos, sociais e econômicos, visando lidar com as particularidades desses ambientes e promover tanto a conservação da biodiversidade quanto a manutenção dos serviços ecossistêmicos, aliados ao uso sustentável desses recursos.

Chegada de mudas para restauração da Estação Ecológica de Taimã (Cáceres e Poconé, MT).
Acervo: Instituto Gaia.



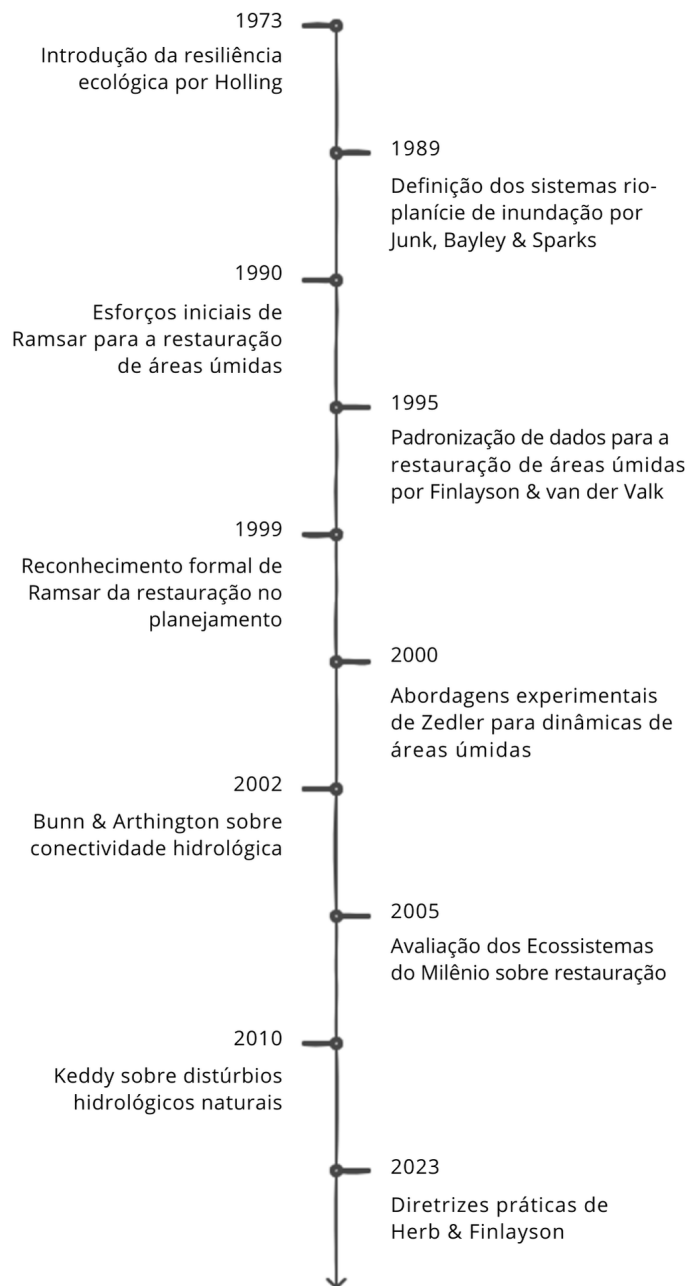


Figura 2. Evolução dos Marcos referenciais para restauração em áreas úmidas

Um marco inicial nessa discussão foi o conceito de *Pulso de Inundação*, introduzido por Junk et al. (1989), especialmente em regiões tropicais. O conceito destaca a importância dos ciclos naturais de inundação para a manutenção da ecologia das áreas úmidas fluviais. Junk argumentou que a regulação artificial dos fluxos de água, como ocorre com a construção de barragens, compromete a restauração dos serviços ecossistêmicos ao interromper a conectividade entre habitats aquáticos e terrestres, afetando processos naturais para a resiliência e a biodiversidade associada.

Clewell & Lea (1990) destacaram a importância de considerar a estrutura da vegetação na restauração, enfatizando que diferentes estratos devem ser incluídos, enquanto a aparência homogênea de plantações florestais deve ser evitada. Além disso, recomendam que pelo menos 10% das espécies sejam herbáceas de sub-bosque, para garantir um ecossistema mais próximo do ambiente de referência selecionado.

Contudo, a restauração de áreas úmidas ganhou reconhecimento internacional com a Convenção de Ramsar, que, em 1999, por meio da Resolução VII.17, incorporou a restauração como um componente essencial no planejamento nacional para a conservação e o uso sustentável desses ecossistemas (Ramsar, 1999; *Resolution VII.17 Restoration as an element of national planning for wetland conservation and wise use*). Em 2002, a Convenção avançou com a publicação da Resolução VIII.16, intitulada “Princípios e Diretrizes para a Restauração de Áreas Úmidas”. Esse documento, baseado em experiências de diversos projetos, forneceu orientações para a implementação de políticas nacionais de restauração de áreas úmidas, enfatizando os múltiplos benefícios ecológicos e socioeconômicos dessas práticas. Além disso, destacou a importância de adaptar as diretrizes às mudanças climáticas e à conservação da biodiversidade, priorizando a restauração do **caráter ecológico**. Essa preservação é o cerne da visão ecossistêmica na restauração, garantindo que as áreas úmidas possam manter suas funções mesmo diante de perturbações ambientais (Ramsar, 2002a; *Principles and guidelines for wetland restoration; Addressing change in wetland ecological character*).

Peters & Clarkson (2012) enfatizam que o sucesso na restauração de áreas úmidas está diretamente ligado a um planejamento detalhado, que deve incluir a compreensão do histórico do local, a identificação precisa do tipo de área úmida e a definição de objetivos claros e alcançáveis. Eles também ressaltam a importância de uma comunicação eficaz e do engajamento da comunidade local e das partes interessadas, elementos essenciais para assegurar a sustentabilidade e o sucesso dos projetos a longo prazo.

Abordagens experimentais e adaptativas são amplamente recomendadas para lidar com a natureza dinâmica e imprevisível das áreas úmidas (Zedler, 2000; Choi, 2004). Essas abordagens permitem estabelecer metas de restauração mais realistas e sustentáveis, levando em conta as incertezas associadas à recuperação das funções ecológicas em ecossistemas alterados. Os desafios técnicos e ecológicos da restauração de áreas úmidas são bem documentados na literatura científica. Zedler e Kercher (2005) destacam que muitas dificuldades surgem devido a mudanças nas condições abióticas e bióticas, como a perda de características naturais da paisagem e as alterações nos regimes hidrológicos. Devido a sua dependência intrínseca das condições hidrológicas, as áreas úmidas estão em constante transformação. Qualquer alteração no

volume de água — seja um aumento, seja uma diminuição, sejam mudanças nos períodos de cheia e seca — pode comprometer a integridade e a extensão desses ecossistemas. Portanto, a restauração dos processos hidrológicos naturais tem o potencial de promover a recuperação funcional das áreas úmidas.

Keddy (2010) complementa essa discussão ao destacar a importância de considerar escalas temporais adequadas nos projetos de restauração, observando que os processos ecológicos de recuperação podem levar vários anos para apresentar resultados significativos. Ele sublinha a necessidade de um monitoramento contínuo e de longo prazo, que possibilite ajustes estratégicos ao longo do tempo, em resposta às mudanças nas condições e à variabilidade dos ecossistemas.

Restauração de áreas úmidas no contexto da hidrologia

A restauração de áreas úmidas está intrinsecamente ligada à hidrologia, dado que os processos hidrológicos naturais, como as inundações sazonais, desempenham um papel crucial na manutenção da saúde desses ecossistemas. Keddy (2010) argumenta que a ausência desses distúrbios naturais, frequentemente interrompidos por intervenções humanas, como a construção de barragens e drenagem de áreas alagadas, é um dos maiores desafios para a restauração de áreas úmidas. Ele destaca que o restabelecimento adequado dos gradientes hidrológicos é essencial para criar condições propícias ao estabelecimento de espécies e para assegurar a funcionalidade ecológica dos ecossistemas restaurados.

Mitsch & Gosselink (2015) reforçam essa perspectiva, enfatizando que uma restauração bem-sucedida deve priorizar a reativação dos processos hidrológicos naturais, como a dinâmica do fluxo de água e a sedimentação, em vez de focar apenas na reintrodução de espécies nativas. Eles também apontam que a restauração de grandes áreas, como planícies de inundação, pode ter um impacto significativo na mitigação das mudanças climáticas, promovendo o sequestro de carbono e outros serviços ecossistêmicos.

Bunn (2002) complementa essa discussão ao ressaltar a importância de restaurar fluxos de água naturais em ecossistemas aquáticos e áreas úmidas. Ele observa que mudanças no regime de fluxo, muitas vezes causadas por barragens, afetam diretamente as comunidades biológicas, criando um ambiente que favorece a proliferação de espécies exóticas em detrimento das nativas. Assim, uma abordagem adaptativa que restaure a conectividade hidrológica e assegure o retorno dos ciclos biológicos naturais é fundamental para o sucesso dos projetos de restauração.

Historicamente, as abordagens teóricas e práticas de restauração ecológica foram desenvolvidas com base em estudos realizados em áreas úmidas de cli-

ma temperado. Pesquisas nessa área indicam que os processos naturais, especialmente os fluxos hídricos e a sedimentação, são essenciais para manter a funcionalidade ecológica desses ecossistemas. Esse conhecimento tem sido aplicado de forma crescente em diferentes contextos climáticos, demonstrando a importância universal de processos hidrológicos para a restauração e a manutenção de áreas úmidas saudáveis.

Restauração de áreas úmidas no contexto da resistência biótica



A resistência biótica constitui um dos principais desafios para a restauração de áreas úmidas. Zedler & Kercher (2005) enfatizam que a invasão de espécies exóticas, frequentemente acompanhada pela perda de biodiversidade, representa um grande obstáculo para a recuperação desses ecossistemas. Quando espécies nativas desaparecem ou são superadas por invasoras, o restabelecimento da diversidade original se torna extremamente complexo. Esse problema é exacerbado em ecossistemas onde as espécies invasoras promovem alterações significativas no ambiente, dificultando ainda mais o retorno das espécies nativas, mesmo quando as condições externas começam a melhorar.

Casal de siriemas
(*Cariama cristata*).
Reserva Biológica
Marechal Cândido
Mariano Rondon
(Miranda, MS).
Acervo: Fundação
Neotrópica.

Além disso, a qualidade da água é outro fator essencial nesse contexto. Keddy (2010) e Junk et al. (1989) apontam que a eutrofização, causada pelo excesso de nutrientes provenientes da agricultura e da urbanização, facilita a proliferação de espécies invasoras, criando barreiras adicionais aos esforços de restauração. Uma vez eutrófica, a recuperação de uma área úmida é extremamente desafiadora, mesmo com a redução das fontes externas de nutrientes. Isso evidencia a importância de estratégias preventivas e restaurativas que abordem a gestão de nutrientes de forma integrada.

No que diz respeito ao planejamento da restauração, Craft (2016) ressalta que o sucesso depende de um planejamento meticuloso, fundamentado no conhecimento das interações ecológicas. Isso inclui a análise detalhada das condições do solo e da hidrologia, bem como a implementação de intervenções adaptativas que assegurem a sustentabilidade a longo prazo. Estratégias que considerem tais fatores de maneira integrada são essenciais para a superação dos desafios impostos pela resistência biótica e pela degradação ambiental, viabilizando a recuperação efetiva dos ecossistemas.

Restauração de áreas úmidas no contexto da conectividade

A restauração de áreas úmidas tem evoluído para incluir não apenas aspectos hidrológicos, mas também a conectividade com ecossistemas adjacentes. Bunn e Arthington (2002) destacam que a conectividade hidrológica entre rios e áreas úmidas adjacentes é essencial para manter a biodiversidade e os processos ecológicos fundamentais, como o fluxo de nutrientes e o transporte de sedimentos. Mitsch e Gosselink (2015) também reforçam a importância dessa conectividade para o sucesso na restauração desses ecossistemas. Junk et al. (1989) complementam que as áreas úmidas atuam como zonas de transição dinâmicas entre ecossistemas terrestres e aquáticos, com sua funcionalidade fortemente dependente dos fluxos de água e sedimentos.

Keddy (2010) amplia essa visão, afirmando que o sucesso da restauração de áreas úmidas depende de processos como o transporte de sedimentos e o ciclo de carbono, que garantem a resiliência e a integridade desses ecossistemas. Assim, o foco das iniciativas de restauração vem se deslocando da simples recriação de habitats para a recuperação de processos ecológicos que sustentam a funcionalidade das áreas úmidas, como o ciclo de nutrientes e a filtragem de poluentes.

A restauração de matas ciliares tem ganhado destaque, com ênfase no restabelecimento da interação entre rios e suas margens. Bunn & Arthington (2002) mostram que florestas ripárias desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade aquática e na regulação dos ciclos de nutrientes, ajudando a filtrar poluentes e sedimentos antes de atingirem os corpos d'água. Naiman et al. (2005) acrescentam que a restauração dessas florestas inclui a recuperação da estrutura física do habitat, como a criação de corredores de vegetação, que são fundamentais para o aumento da resiliência ecológica.

Jacaré-do-pantanal (*Caiman yacare*) habita a parte central da América do Sul, incluindo o norte da Argentina, sul da Bolívia e Centro-Oeste do Brasil, especialmente no Pantanal e rios do Paraguai.
Foto: José Sabino



Além disso, Keddy (2010) destaca a importância de aumentar a conectividade para facilitar o movimento de espécies e o fluxo de água entre ecossistemas adjacentes, promovendo a recuperação de funções ecológicas críticas. Zedler & Kercher (2005) sublinham o papel da diversidade funcional e da restauração de processos ecológicos na manutenção da saúde dos ecossistemas de áreas úmidas.

Por fim, o conceito de restauração passiva tem sido cada vez mais adotado, focando na remoção de estressores, como drenagem e poluição, permitindo que a regeneração natural ocorra sem a necessidade de intervenções diretas. Essa abordagem prioriza a restauração dos processos naturais, facilitando a recuperação gradual e sustentável da conectividade entre os ecossistemas.

Restauração de áreas úmidas no contexto de adaptações às mudanças climáticas

As práticas de restauração de florestas ripárias também mudaram para lidar com as incertezas climáticas. Segundo Naiman et al. (2005), a restauração começou a incorporar o planejamento para eventos climáticos extremos, como enchentes intensificadas, o que exigiu uma seleção mais cuidadosa de espécies vegetais com maior capacidade de adaptação. Bunn & Arthington (2002) ressaltam a importância de restaurar a resiliência hidrológica desses ecossistemas, considerando a escolha de plantas adaptadas a variações hídricas extremas. Além disso, a restauração de florestas ripárias começou a ser vista como uma estratégia importante para mitigar as mudanças climáticas, com foco no estoque de carbono, conforme discutido por Mitsch & Gosselink (2015), e na proteção contra a erosão intensificada por eventos climáticos extremos, como enfatizado por Keddy (2010).

Restauração de áreas úmidas no contexto do Pantanal

O Pantanal é o bioma brasileiro com menos estudos de restauração ecológica (Garcia et al., 2021). As ações de restauração no Pantanal brasileiro são recentes, mas tornaram-se necessárias devido ao alto nível de degradação dos últimos anos (Abdon et al., 2007; Paranhos Filho et al., 2014; Roque et al., 2016; Guerra et al., 2020). Além disso, uma revisão mostrou que, embora os biomas florestais recebam maior atenção, os campos e as savanas do Pantanal permanecem subrepresentados nas pesquisas (Guerra et al. 2020). Além disso, foi identificado que cursos de pós-graduação focados em restauração ecológica são escassos no Pantanal, o que pode limitar a formação de especialistas na região (Sansevero et al. 2018).

A restauração ecológica no Pantanal enfrenta desafios específicos, mas algumas estratégias têm mostrado resultados promissores para a recuperação de ecossistemas degradadas, com destaque às áreas de baixa e alta resiliência, sendo que estas últimas apresentam uma recuperação mais rápida, reforçando que um diagnóstico prévio é fundamental para a escolha de técnicas de restauração adequadas, de acordo com o nível de resiliência. Adicionalmente, mapas de áreas prioritárias para prevenção de incêndios e restauração ecológica no Pantanal também foram feitos, destacando regiões estratégicas para a conservação da biodiversidade e mitigação dos impactos do fogo (Martins et al., 2022). Esses mapas podem orientar a tomada de decisões para projetos de restauração ativa e passiva no bioma. Iniciativas adicionais incluem a definição de áreas prioritárias para a conservação de espécies ameaçadas, como a Ara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*), o Acuri (*Attalea phalerata*) e o Manduvi (*Sterculia apetala*), que são fundamentais para a recuperação de ecossistemas (Oliveira et al., 2021).



Jatobá (*Hymenaea* sp.)
- Reserva Biológica
Marechal Cândido
Mariano Rondon
(Miranda, MS).
Acervo: Fundação
Neotrópica.

Tendências

Na década de 2020, o conceito de restauração de áreas úmidas passou a enfatizar Soluções Baseadas na Natureza (SBN) e gestão adaptativa. Em alinhamento com a Década da Restauração de Ecossistemas da ONU, a recuperação dessas áreas tornou-se essencial para o aumento da resiliência climática e a promoção do sequestro de carbono. A abordagem atual vai além da simples recuperação do ecossistema, englobando também os serviços ecossistêmicos oferecidos, como a proteção contra inundações, a filtragem da água e a regulação do microclima. Áreas úmidas com processos ecológicos preservados conseguem amortecer melhor os impactos de eventos climáticos extremos, como

secas prolongadas e inundações intensas (Davidson et al., 2012). Hobbs et al. (2001) reforçam a importância de uma restauração voltada para a resiliência, especialmente em ecossistemas dinâmicos como áreas úmidas e florestas ripárias, que são fortemente impactados por mudanças climáticas e eventos extremos.

A abordagem atual também reconhece a necessidade de participação comunitária e manejo adaptativo, nos quais as intervenções são ajustadas conforme o ecossistema responde, baseadas no monitoramento contínuo. Para as florestas ripárias, a restauração contemporânea integra a criação de corredores ecológicos, que facilitam o movimento da fauna e a dispersão de sementes. A resiliência ao fogo também se tornou uma preocupação central, especialmente em regiões vulneráveis a incêndios florestais. Novas técnicas de manejo incluem a restauração de áreas ripárias como estratégia para reduzir a vulnerabilidade de ecossistemas adjacentes a incêndios e para atuar como barreiras naturais.

A restauração ecológica dessas áreas evoluiu de tentativas iniciais de replicar estudos históricos para práticas mais sofisticadas, que reconhecem a dinâmica ecológica e a necessidade de adaptação às mudanças ambientais. Essa evolução reflete a crescente aceitação de que os sistemas ecológicos são dinâmicos e que a restauração deve ser uma prática flexível e inclusiva, capaz de se adaptar às realidades do século XXI, como as mudanças climáticas, a urbanização e os desafios socioeconômicos. Tais práticas restaurativas exigem um planejamento adaptativo que leve em conta as particularidades ecológicas regionais e envolva as comunidades locais, assegurando o manejo sustentável e a preservação a longo prazo desses ecossistemas complexos, promovendo a proteção contra desastres naturais (An & Verhoeven, 2019).

3. PRINCÍPIOS ECOLÓGICOS PARA A RESTAURAÇÃO NO PANTANAL



3.1. Estrutura e funcionamento dos ecossistemas do Pantanal

Segundo Costa & Diener (2022), o Pantanal é um complexo geológico jovem e intrincado, em constante transformação, como um adolescente cheio de segredos naturais. Desde a chegada dos colonizadores ibéricos ao interior sul-americano, a imensa planície fluvial lacustre tem despertado curiosidade. Como entender esse lugar? Essa pergunta, que foi uma incógnita desde o início, continua a intrigar os estudiosos até hoje.

A Bacia do Pantanal, uma depressão tectônica ativa, está diretamente associada aos processos orogênicos dos Andes (Assine et al., 2016), e sua configuração atual foi moldada por reativações tectônicas desde o Cretáceo (Ab'Saber, 1988). As flutuações climáticas no Pleistoceno e Holoceno também influenciaram os regimes hídricos e processos sedimentares da planície. Em períodos mais úmidos, ocorre a sedimentação aluvionar em águas lentas, com a deposição de sedimentos finos, como os pelíticos, especialmente em áreas de baixa altitude, que são mais suscetíveis às inundações. Essas áreas são as primeiras a submergir e as últimas a secar durante a estiagem.

Com uma área de 147.574 Km² (ANA, 2004), o Pantanal é a maior planície alagável continental do mundo, localizada entre os Andes e o Planalto Central Brasileiro. Sua posição geográfica reflete uma história geomorfológica e tectônica complexa, conferindo à região características únicas. Um fenômeno marcante ocorre anualmente: o transbordamento dos rios, especialmente do rio Paraguai, que nasce em Alto Paraguai (MT) e percorre 1.272 quilômetros até se encontrar com o rio Apa. Esses transbordamentos inundam a planície, criando um ambiente anfíbio que sustenta uma grande diversidade de habitats, formando múltiplos ecossistemas, conhecidos como os Pantanaís.

Esses Pantanaís se estendem pelos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, alcançando também o Chaco paraguaio-boliviano, e são conhecidos como: Cáceres, Poconé, Barão de Melgaço, Paraguai, Paiguás, Nhecolândia, Abobral, Aquidauana, Miranda, Nabileque e Porto Murtinho. Tais ambientes abrigam uma biodiversidade e pedodiversidade, moldadas por ciclos alternados de inundações e secas. As falhas tectônicas ativas influenciam a formação do relevo, impactando diretamente os padrões de drenagem e, consequentemente, a distribuição da flora, fauna e propriedades do solo (Assine, 2003).

O Pantanal apresenta uma dinâmica ecológica intimamente ligada ao regime hídrico (Junk et al., 1989; Hamilton et al., 1996), caracterizada por ciclos anuais de pulso de inundação, que são a principal força motriz na regulação dos processos ecológicos. Essa variabilidade hidrológica, característica da planície jovem, afeta os processos ecológicos, separando áreas aquáticas, semiaquáticas e terrestres, bem como influenciando a distribuição das espécies da flora e fauna. Os ciclos de cheias e secas anuais regulam a deposição de nutrientes, a manutenção dos habitats aquáticos e a dinâmica das espécies da região (Junk et al., 2005). Além disso, Nunes da Cunha & Junk (2004) destacam que a região também passa por ciclos plurianuais de extrema umidade e seca, incluindo incêndios, que afetam diretamente a dinâmica da vegetação. Esses ciclos plurianuais desempenham um papel central na regulação das comunidades vegetais, tornando o Pantanal um ecossistema altamente dinâmico e vulnerável às variações climáticas. Em períodos de extrema seca, como os recentemente observados, esse regime natural é alterado, afetando a ecologia local e comprometendo os serviços ecossistêmicos.

Contudo, a dinâmica do Pantanal ainda não é completamente compreendida (Nunes da Cunha & Junk, 2009). A paisagem pantaneira está em constante reconfiguração, com a formação de novos solos, moldados pelas condições climáticas atuais (Beirigo, 2008). O conhecimento sobre os processos pedológicos, geológicos e tectônicos, assim como sobre a evolução paleogeográfica e sedimentar da região, ainda é limitado e necessita de mais aprofundamento (Assine, 2003; Nascimento et al., 2015; Oliveira Junior et al., 2019; Couto et al., 2023).

Nesse cenário, a proposta de restauração ecológica do Pantanal surge como uma ruptura com os paradigmas tradicionais, abrindo espaço para estratégias que reconheçam a complexidade dos macro-habitats. É um convite a repensar a essência do ecossistema, valorizando suas interações ecológicas e seus ciclos, e entendendo que a verdadeira recuperação não está em soluções prontas, mas no respeito à pluralidade e à dinâmica de seus elementos.



Macro-habitats

Os macro-habitats em grandes áreas úmidas, como o Pantanal, desempenham um papel fundamental na restauração e gestão do ecossistema e sua biodiversidade. Esse conceito é amplamente reconhecido, pois os macro-habitats são as unidades funcionais componentes de um ecossistema, com seus próprios processos e serviços ambientais. No Pantanal, o conceito de macro-habitats surge como uma ferramenta essencial para orientar a restauração, considerando a diversidade de habitats gerados pela variação hidrogeomorfológica da região. Essa abordagem abre novas possibilidades, como a realização de estudos comparativos entre diferentes regiões do Pantanal, tanto de Mato Grosso do Sul quanto de Mato Grosso.

Com mais de 70 macro-habitats identificados (Nunes da Cunha et al., 2022), o Pantanal revela-se mais complexo do que outras grandes áreas úmidas brasileiras já classificadas, como as várzeas e igapós da Amazônia (36 e 25, respectivamente; Junk et al., 2014, 2015), e as áreas úmidas dos rios Araguaia (27) e Paraná (28) (Junk et al., *em prep.*). Isso ocorre devido à variedade de condições ambientais que o Pantanal abriga, com diferentes ecossistemas, como florestas, savanas e campos dominados por plantas C3, além de sua história hidrogeomorfológica complexa (Figura 3). Tais características permitem realizar estudos comparativos, inclusive no nível de espécies de plantas e animais entre os macro-habitats.

É de extrema importância que as ações de restauração respeitem a estrutura original da paisagem, evitando o plantio de árvores em áreas que historicamente não possuíam estrato arbóreo - aflorestamento. Aflorestamento refere-se ao plantio de árvores em áreas onde anteriormente não existia floresta, diferindo do reflorestamento, que é o plantio de árvores

Espaçamento para plantio na Reserva Biológica Marechal Cândido Mariano Rondon (Miranda, MS).
Acervo: Fundação Neotrópica.

em áreas que já foram florestas anteriormente, mas foram desmatadas ou degradadas. O aflorestamento pode ser problemático, especialmente em ecossistemas que não são naturalmente florestais, como campos alagados, savanas e áreas abertas do Pantanal. Introduzir árvores nesses macro-habitats pode alterar a dinâmica ecológica, impactar a biodiversidade local e modificar o funcionamento dos processos naturais do ecossistema. Por isso, é importante evitar o aflorestamento em áreas onde a vegetação original é naturalmente aberta, respeitando a estrutura e composição florística nativa.

Levantamentos botânicos mostram que muitas espécies têm preferência por determinados macro-habitats. O desmatamento de áreas como capões e cordilheiras, por exemplo, poderia eliminar muitas dessas espécies, que são pouco resistentes à inundação (Junk et al., 2006). Para os animais, a situação é ainda mais complexa: muitas espécies utilizam diferentes macro-habitats ao longo do ciclo hidrológico e durante diferentes fases de seu ciclo biológico, como na busca por alimento e no processo de reprodução. A destruição de um macro-habitat essencial para a reprodução pode levar ao colapso populacional, mesmo que outros habitats para alimentação ainda estejam disponíveis.

A importância dos macro-habitats está na combinação entre a biodiversidade e os diversos serviços que prestam, além dos benefícios que geram para as pessoas. No entanto, o valor econômico desses serviços não pode ser generalizado, pois cada unidade funcional oferece tipos diferentes de serviços ecossistêmicos. A avaliação desses serviços, como proposto pelo *Ramsar Regional Center – East Asia* (2017), deve ser considerada ao se analisar os macro-habitats.

Esse conhecimento pode resultar em uma maior valorização das áreas úmidas, especialmente por órgãos governamentais, empresas e público em geral. Além disso, a compreensão dos macro-habitats contribui para a tomada de decisões quando essas áreas estão ameaçadas, como no caso de extração de água ou urbanização invasiva. A análise desses serviços pode ajudar a resolver conflitos no uso das áreas úmidas, evitando a sobre-exploração de alguns serviços, como a pesca ou o descarte de resíduos, em detrimento de outros, como a conservação da biodiversidade e o controle de enchentes. Esses estudos também devem identificar se as partes interessadas têm acesso adequado aos diferentes serviços ecossistêmicos fornecidos pela área úmida, as ameaças reais ou potenciais à integridade ecológica do local, os impactos dessas ameaças e a probabilidade de sua ocorrência, além de buscar prever o momento provável em que elas irão ocorrer (*Ramsar Regional Center – East Asia*, 2017).

Conceito de Macro-habitats

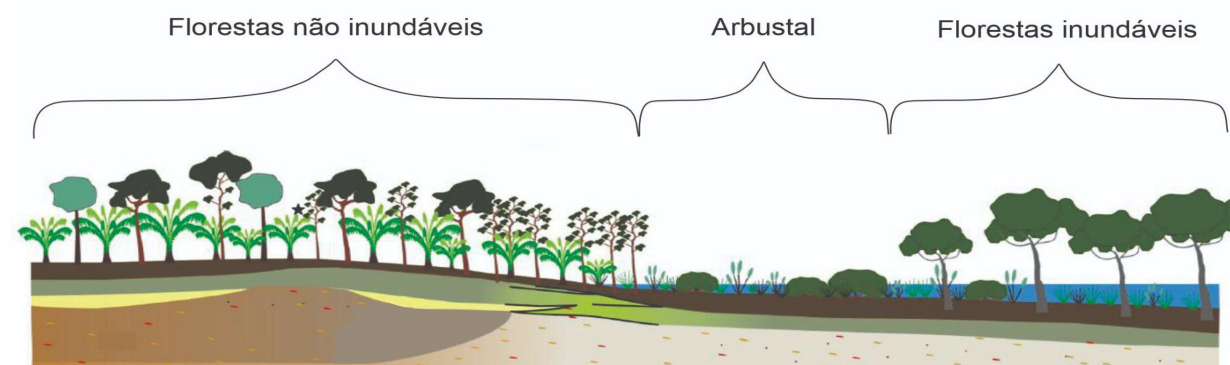


Figura 3. Identificação de três macro-habitats: (1) florestas não inundáveis, localizadas em áreas secas, como cordilheiras ou terraços aluviais antigos; (2) arbustal, que é inundado anualmente; e (3) florestas inundáveis, situadas próximas aos rios e vazantes, que permanecem inundadas por até 8 meses (Extraído e modificado de Nascimento et al., 2012).

3.2. Aspectos facilitadores e adversidades na restauração no Pantanal

O sucesso da restauração no Pantanal vai além das técnicas utilizadas, sendo fortemente influenciada por filtros ecológicos abióticos e bióticos, que afetam diretamente os resultados.

3.2.1. Filtros abióticos e a restauração no Pantanal

Em áreas úmidas, os filtros abióticos, como a inundação, o fogo e as características do solo, são frequentemente os mais determinantes, juntamente com os impactos antropog nicos.

3.2.1.1. Inunda o

O *Conceito de Pulso de Inunda o*   fundamental para entender as áreas úmidas como o Pantanal. Essas flutuações naturais no regime hidrológico são essenciais para a manutenção da biodiversidade e produtividade dos ecossistemas (Junk et al., 1989). A inundação atua como um filtro abiótico chave, provocando adaptações metabólicas e fisiológicas nas plantas, além de influenciar a distribuição e dinâmica das espécies de animais (Kozlowski 1984, 2002). No entanto, períodos de inundação excessivamente longos ou curtos podem comprometer o recrutamento de plantas e a estabilidade ecológica, tornando o ecossistema particularmente sensível a alterações nos ciclos hídricos (Crawford, 1992; Cherry et al., 2015).

O Pantanal depende fortemente desse ciclo sazonal de cheias para manter sua biodiversidade e funcionalidade. Ao longo de mais de 2,5 milhões de anos, as inundações têm moldado a estrutura da vegetação e dos organismos (Assine & Soares, 2004). Essas flutuações variam conforme a topografia: nas áreas mais baixas do Pantanal de Mato Grosso do Sul, o período de inundação pode durar até oito meses, enquanto em áreas ligeiramente mais elevadas, a inundação ocorre por apenas três a quatro meses (Damasceno-Junior et al., 2021).

Atualmente, o Pantanal enfrenta um ciclo hidrológico distinto dos últimos 40 anos, caracterizado por secas prolongadas e um aumento na frequência de incêndios. Grande parte dos estudos prévios foi realizada em períodos de maior umidade, o que, embora relevante, não reflete plenamente a realidade atual marcada por extremos climáticos. Pesquisas realizadas por Nunes da Cunha & Junk (2014) indicam que a vegetação do Pantanal responde a esses ciclos plurianuais de umidade, reforçando a necessidade de uma abordagem de restauração que considere a variabilidade natural do regime hidrológico e a resiliência do ecossistema diante de cenários climáticos imprevisíveis.

As mudanças climáticas e as atividades humanas, como o desmatamento e a construção de barragens, têm alterado significativamente os ciclos de inundação, afetando macro-habitats ao longo do gradiente de inundação. Nas áreas mais baixas, onde a vegetação é altamente adaptada às cheias, a redução no pulso de inundação favorece a invasão de espécies de terras altas, alterando a composição e estrutura da vegetação nativa. Já em áreas mais altas, a diminuição da inundação facilita o estabelecimento de espécies menos tolerantes à água, aumentando o risco de perda de biodiversidade (Nunes da Cunha e Junk, 2014).

Relatórios recentes, como os do [MapBiomass](#), indicam uma redução expressiva na disponibilidade hídrica do Pantanal. Em 2023, a superfície de água foi 61% menor que a média histórica registrada entre 1985 e 2023 (Figura 4). Esse declínio é resultado de uma sinergia complexa entre variações climáticas naturais, mudanças climáticas globais e impactos regionais causados por atividades humanas. A redução na disponibilidade de água afeta diretamente a integridade do ecossistema, comprometendo funções essenciais, como suporte à biodiversidade, controle de enchentes e purificação da água. No entanto, é importante ter em mente que essa perda ocorre dentro de um ciclo plurianual de extremos climáticos. Devido à alta dinamicidade do Pantanal, ainda não é possível afirmar se essa será a nova configuração permanente da região.

Conceito Redução de área alagada no Pantanal

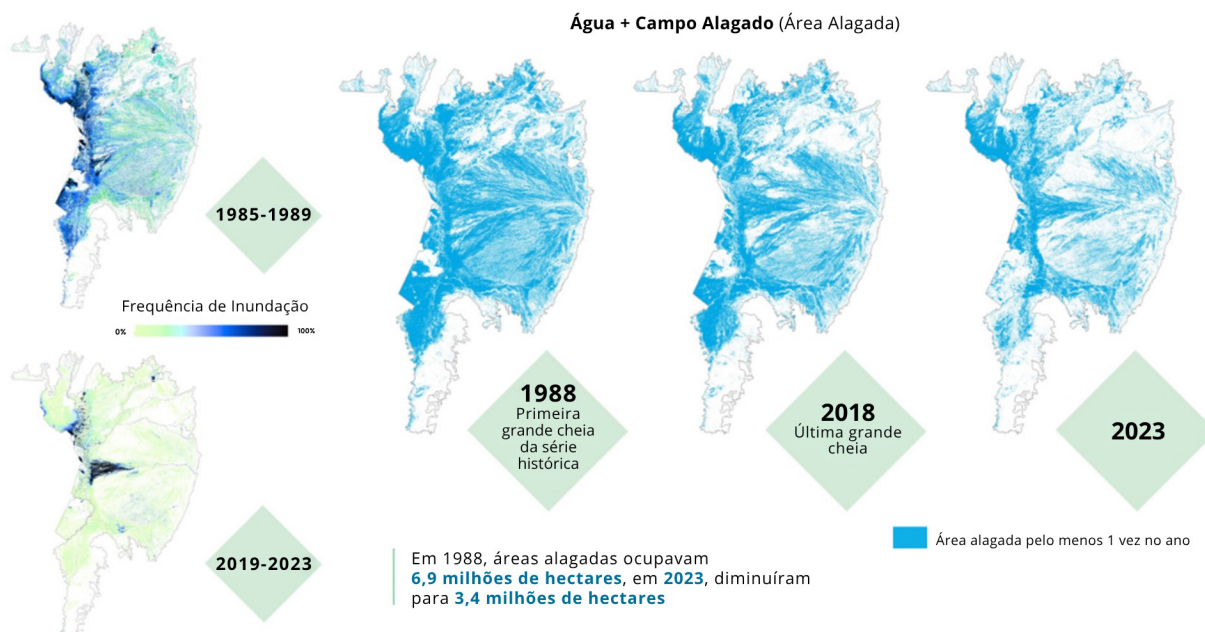


Figura 4. Redução da área de alagamento no Pantanal. Fonte: MapBiomias, 2024.

Essas mudanças climáticas extremas, combinadas com o uso inadequado da terra, impactam fortemente macro-habitats como a planície de inundação do rio Taquari. Essa área tornou-se um ponto focal para estudos de longo prazo sobre os impactos dessas intervenções em diferentes macro-habitats. A preservação das cabeceiras dos rios no Cerrado é vital para restaurar o regime hídrico e sustentar a resiliência do Pantanal. Entretanto, ainda há uma carência de estudos que abordem a restauração dos ciclos hidrológicos e a adaptação do manejo diante das novas realidades climáticas.

Considerando esse cenário, é crucial implementar estratégias de manejo adaptativo que levem em conta as mudanças hidrológicas, os extremos climáticos e a necessidade de preservar a dinâmica natural dos pulsos de inundação, a fim de assegurar a sobrevivência e resiliência do Pantanal a longo prazo.

3.2.1.2. Fogo

Naturalmente, o fogo pode ocorrer devido a fenômenos como descargas elétricas, combustão espontânea e até mesmo atrito entre rochas. Embora o fogo faça parte da dinâmica ecológica do Pantanal há mais de 12 mil anos (Power et al., 2016), o aumento recente das queimadas de origem humana tem gerado preocupações crescentes, especialmente pela intensidade e frequência inéditas, observadas nos incêndios de 2020. Esse evento crítico atingiu até áreas de conservação antes protegidas e foi impulsionado tanto pela expansão das atividades humanas próximas a vias de acesso quanto pela

seca extrema que afetou a região, conforme destacado por Magalhães Neto & Evangelista (2022). Durante a transição entre estações, boa parte da vegetação no Pantanal se encontra seca, aumentando a vulnerabilidade da região aos incêndios, neste caso, sendo um inimigo a combater (Nunes da Cunha et al., 2006). No entanto, o fogo também pode ser visto como uma ferramenta de manejo para a restauração, controlando invasões biológicas e desencadeando processos sucessionais (Fisher et al., 2009; Gosper et al., 2013).

O Pantanal é um ecossistema moldado pelos ciclos de cheias e secas, que permitem que plantas e animais se adaptem aos ritmos naturais. A interação entre os ciclos de inundação e os regimes de fogo regulam a abundância, a composição e a diversidade de espécies vegetais (Damasceno-Junior et al., 2021). Em áreas recentemente queimadas, o aumento dos níveis de inundação tende a diminuir a riqueza e a abundância de espécies, atuando como um filtro duplo em sinergia, que seleciona espécies vegetais tolerantes a essas perturbações. Espécies como o ipê-amarelo (*Handroanthus spp.*), o carandá (*Copernicia alba*) e o acuri (*Scheelea phalerata* - sinonímia: *Attalea phalerata*) são exemplos de vegetais mais resistentes a esses eventos. Além dessas, espécies como ingá (*Inga vera*) e tucum (*Bactris glaucescens*) apresentam alta capacidade de rebrota em áreas que sofreram queimadas. Essas espécies se adaptam às condições de estresse provocadas tanto pelo fogo quanto pelas cheias, exibindo resiliência em ambientes mais elevados e secos, que são menos afetados pelos alagamentos (Arruda et al., 2016). Em contraste, as matas ciliares, por serem formações mais sensíveis, apresentam altas taxas de mortalidade quando expostas ao fogo (Nunes da Cunha et al., 2024).

O fogo também pode promover a renovação ecológica, eliminando a vegetação dominante e criando condições para a germinação de espécies armazenadas no banco de sementes. Dependendo da intensidade e da frequência do fogo, esse processo pode aumentar a diversidade de espécies na área. No entanto, o regime de inundação impõe restrições à regeneração, favorecendo plantas adaptadas tanto ao fogo quanto à inundação (Arruda et al., 2016). Quando há desequilíbrios entre esses fenômenos, há consequências para o ecossistema.

3.2.1.3. Características do solo e sua influência na restauração

O Pantanal se destaca não apenas pela sua impressionante biodiversidade, mas também por sua diversidade pedológica, uma riqueza presente nessa importante bacia sedimentar. Vários processos pedogenéticos ocorrem simultaneamente na região, incluindo paludização, gleização, laterização (formação de plintita), solodização, salinização, argiluviação e podzolização (Couto et al., 2023). As inundações periódicas intensificam esses processos,

promovendo alterações químicas e mineralógicas dos solos, além de contribuir para a deposição e erosão de materiais. Como resultado, a paisagem do Pantanal exibe uma variedade de feições geomorfológicas. A Figura 5 corresponde aos macro-habitats da RPPN Sesc Pantanal.

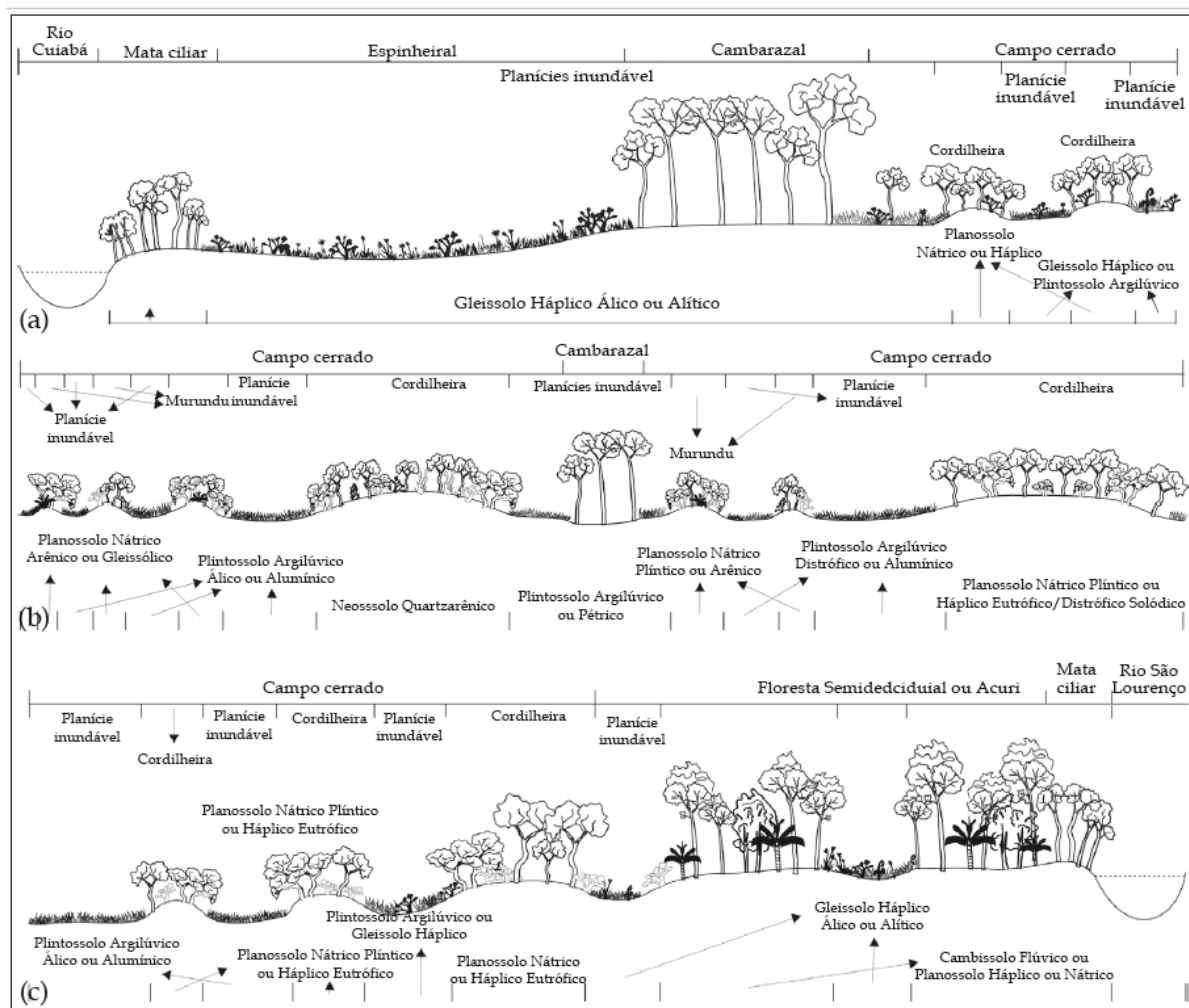


Figura 5. Transeções do Pantanal Norte que representam os tipos de solos associados às formas de relevo e ao macro-habitat, desde a Planície do rio Cuiabá (a), passando pela porção central (b), até o Rio São Lourenço (c), os dois grandes rios que mais influenciam a dinâmica hídrica dessa região (extraída de Beirigo et al., 2011).

Na região central, entre os rios Cuiabá e São Lourenço (Figura 8B), três classes principais de solos foram observadas. Os Planossolos ocorrem predominantemente em campos de Murundus ou em cordilheiras, em áreas não inundáveis, geralmente sob vegetação de Campo Cerrado. Algumas cordilheiras também apresentam Neossolos Quartzarênicos, embora em menor número. Nas áreas mais baixas, sujeitas a inundações e cobertas por vegetação de Cerrado ou Cambarazal, é comum encontrar Plintossolos.

Na terceira transeção, próxima ao Rio São Lourenço (Figura 8C), foram identificadas quatro classes de solos. Os Plintossolos predominam nas áreas inun-

dáveis com vegetação de Campo Cerrado, enquanto os Gleissolos aparecem em menor proporção. Planossolos e Cambissolos Flúvicos são encontrados principalmente nas cordilheiras, que são cobertas por Floresta Semidecidual com Acuri (*Scheelea phalerata*).

Gleissolos foram observados principalmente em áreas de Espinheiral (*Mimosa pellita*) e Cambarazal (*Vochysia divergens*), nas planícies inundáveis (Figura 10), enquanto os Planossolos estão presentes nas cordilheiras com vegetação de Campo Cerrado. Além disso, Gleissolos ou Plintossolos são comuns nas planícies de inundação sob vegetação de Campo Cerrado.

A presença de horizontes texturais abruptos e solos de baixa permeabilidade   uma característica predominante na região, o que influencia diretamente as inundações sazonais e a distribuição da vegetação (Figura 6).

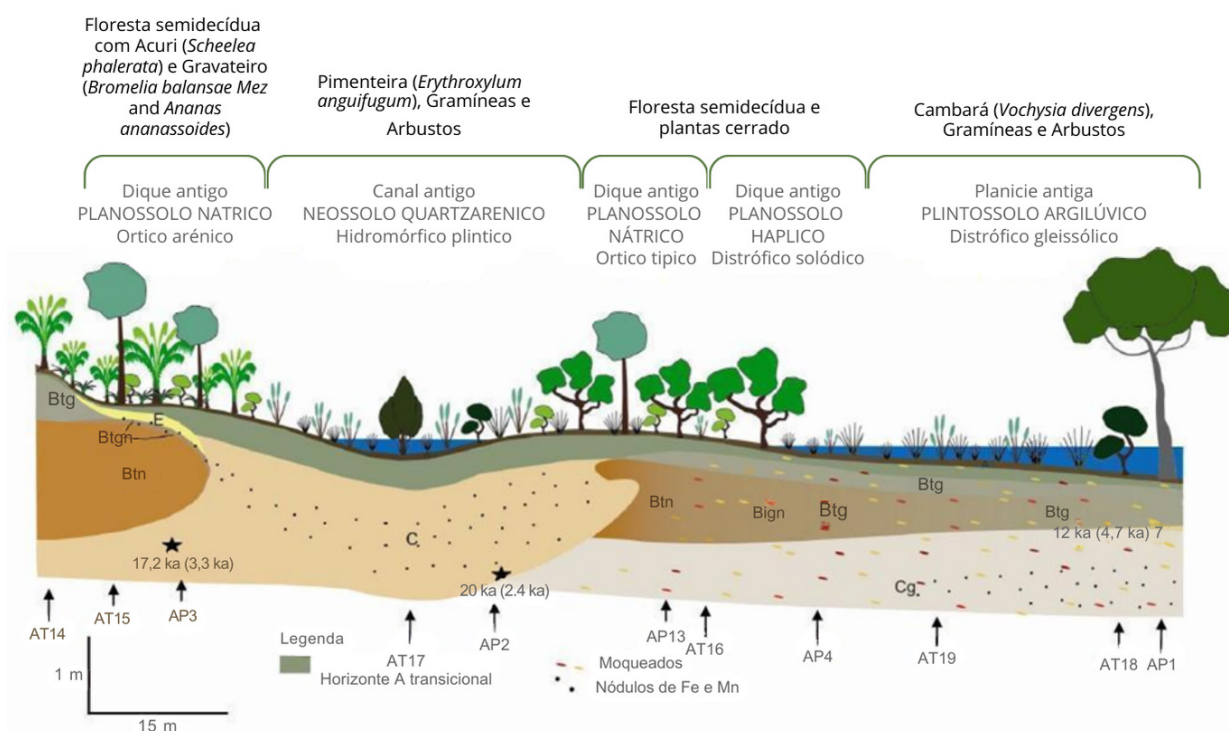


Figura 6. Exemplo de um sistema pedológico no Pantanal Norte (extraído de Nascimento et al., 2012)

Restauração ecológica de solos do Pantanal

O papel dos solos no processo de restauração de áreas úmidas, como o Pantanal,   central. Os solos afetam diretamente a biodiversidade, a resiliência das espécies e a dinâmica dos ecossistemas. No entanto, fatores como as mudanças climáticas, o manejo inadequado do fogo e a erosão do solo complicam ainda mais os esforços de restauração.

A topografia e a sazonalidade são fatores cruciais no Pantanal. A variação no relevo e os regimes de inundação afetam a dinâmica dos solos e a regeneração da vegetação nativa. Pequenas variações na microtopografia criam micro-

-habitats com características hidrológicas específicas, promovendo a estruturação de comunidades vegetais diversas e conferindo resiliência ecológica em áreas com alta variabilidade hídrica (Bao et al., 2019; Liu et al., 2020).

Essa variabilidade é ainda mais crítica em solos frequentemente marcados por teores elevados de sódio e pela distribuição irregular de nutrientes, o que exige a adaptação de espécies vegetais nativas, como as árvores do Cerrado e do Pantanal, que apresentam características morfológicas e fenológicas que lhes permitem tolerar inundações prolongadas (Bogarín et al., 2023; Couto et al., 2023).

As mudanças climáticas estão criando novos desafios para a restauração, especialmente no Pantanal, onde a maior variabilidade exacerba os impactos das secas e inundações, complicando os esforços de preservação das áreas úmidas. Essa intensificação sazonal exige uma gestão adaptativa que considere tanto o aumento das chuvas quanto da evaporação, evitando o colapso dos ciclos hidrológicos naturais.

Projeções de Konapala et al. (2020) indicam que a variabilidade sazonal de precipitação e evaporação aumentará significativamente, afetando a disponibilidade de água em escala global. As mudanças nos padrões climáticos, provocadas pelo aquecimento global, resultam em regimes hídricos mais instáveis, com chuvas mais intensas e secas prolongadas. A redução das chuvas e o aumento das temperaturas, especialmente no noroeste de Mato Grosso do Sul, têm agravado a aridez, impactando a biodiversidade e a capacidade agrícola da região (Aparecido et al., 2021).

Além disso, a erosão dos solos e o assoreamento do rio Paraguai têm se intensificado com a combinação de mudanças climáticas e o uso inadequado da terra, comprometendo a regeneração natural da vegetação (Louzada, et al., 2023b; Girard et al., 2024; Wantzen et al., 2024). Solos degradados pela erosão exigem intervenções específicas, como o uso de práticas de manejo que protejam o solo e promovam a regeneração da vegetação nativa.

O impacto do fogo sobre os solos é outro fator crucial na restauração do Pantanal. Os incêndios afetam profundamente a estrutura do solo, sua capacidade de retenção de nutrientes e a resiliência do ecossistema (Couto et al., 2006). A redução da capacidade de troca catiônica (CTC) após incêndios é causada pela destruição térmica da matéria orgânica do solo (SOM), que é uma das principais fontes de CTC (Certini, 2005; Ulery et al., 2017). Além disso, incêndios severos aumentam a suscetibilidade à erosão, especialmente em áreas inclinadas, como a Serra do Amolar, no Pantanal Sul. A remoção da cobertura vegetal e a diminuição da coesão das partículas do solo tornam essas áreas mais vulneráveis à erosão (Shakesby et al., 2015). Os incêndios também podem induzir a hidrofobicidade do solo, dificultando a infiltração de água, o que exacerba o escoamento superficial e intensifica os processos erosivos (DeBano, 2000).

Ainda assim, quando adequadamente manejado, o fogo pode desempenhar um papel importante no ciclo ecológico dos solos, especialmente em regiões como o Cerrado, onde incêndios naturais contribuem para o ciclo de carbono e a manutenção da biodiversidade (Schellekens et al., 2023). Incêndios prescritos, quando bem controlados, podem promover a reciclagem de nutrientes e ajudar na germinação de espécies nativas, integrando-se às estratégias de manejo para a restauração ecológica (Parsons et al., 2010; Alcaniz et al., 2018)

O manejo do fogo, portanto, deve ser cuidadoso, considerando os diferentes tipos de solo, vegetação e clima, a fim de maximizar seus efeitos benéficos e minimizar os danos. A restauração de solos degradados por incêndios requer intervenções que restauram a estrutura do solo e sua fertilidade, além de proteger o solo da erosão e promover a regeneração da vegetação nativa. O monitoramento contínuo e o ajuste das práticas de manejo do fogo são essenciais para garantir o sucesso das iniciativas de restauração em áreas afetadas pelo fogo (Bento-Gonçalves et al., 2012; Maksimova e Abakumov, 2015).

3.2.1.4. Zonas de plantio

O conceito de zonas de plantio tem se consolidado como uma ferramenta essencial na restauração ecológica, sendo amplamente utilizado no contexto internacional e no Brasil. Essa abordagem visa maximizar os esforços de recuperação ambiental ao considerar as condições específicas de cada área, como tipo de solo, disponibilidade de água, clima e topografia. Autores como Holl et al. (2003) destacam que as zonas de plantio devem refletir a diversidade ambiental dos ecossistemas, garantindo que as espécies escolhidas sejam adequadas às condições locais. A restauração deve, portanto, respeitar a heterogeneidade ambiental, criando zonas que aumentem a resiliência e promovam o desenvolvimento sustentável das áreas restauradas. Em ecossistemas áridos e semiáridos, Aronson et al., (1993) enfatizam que fatores como topografia e padrões de precipitação são determinantes para a retenção de umidade no solo e favorecem o crescimento de espécies adaptadas à seca.

No Brasil, essa abordagem tem sido amplamente aplicada para promover a recuperação de áreas degradadas. Rodrigues et al. (2009) salientam a importância de adequar as zonas de plantio às condições edáficas e hidrológicas locais, o que aumenta as chances de sucesso da restauração. Brancalion et al. (2013) reforçam que, em áreas ripárias, é

Plantio de mudas nativas
(Cuiabá, MT).
Foto: Carol Brenck



essencial o uso de espécies tolerantes a altos níveis de umidade, que ajudam na estabilização das margens de rios e na recuperação da qualidade da água. Em ecossistemas tropicais e no Cerrado, o planejamento das zonas de plantio exige atenção a fatores adicionais, como o gradiente de umidade e a suscetibilidade ao fogo. Durigan & Engel (2010) ressaltam que, no Cerrado, espécies adaptadas à seca são necessárias para as áreas mais altas, enquanto as áreas baixas demandam espécies resistentes à inundação. Clewell & Aronson (2013) sugerem que as zonas de plantio devem imitar a estrutura de florestas em diferentes estágios de regeneração, o que acelera o retorno da biodiversidade.

A conectividade ecológica é um ponto central no planejamento das zonas de plantio. Estudos como os de Gandolfi et al. (2007) e Rey-Benayas et al. (2009) destacam que a conexão entre áreas restauradas e remanescentes florestais facilita a dispersão de sementes e o fluxo genético, essenciais para a recuperação em larga escala. Além disso, fatores como a proximidade de fontes de água e a inclinação do terreno são fundamentais para o sucesso das zonas de plantio, especialmente em ambientes tropicais (Elliott et al., 2013).

No Pantanal brasileiro, com sua dinâmica sazonal de inundações e secas, o conceito de zonas de plantio adquire relevância especial. Esse bioma exige um planejamento que considere não apenas os gradientes de umidade e a sazonalidade, mas também os fatores abióticos, como a zona de plantio. A escolha da zona de plantio envolve uma análise detalhada das características do local, como a disponibilidade de água, o tipo de solo, a exposição ao fogo e à inundação e as características topográficas. Além disso, a escolha de espécies adaptadas aos diferentes microambientes presentes no Pantanal tem um papel crucial, pois não apenas garante a recuperação da biodiversidade, mas favorece a recuperação dos serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação hídrica e a oferta de abrigo e alimento para a fauna local.

Desse modo, a escolha das espécies e o delineamento adequado das zonas de plantio são fundamentais, tanto no Brasil quanto internacionalmente, para assegurar que os ecossistemas restaurados recuperem sua resiliência e capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos essenciais. Segundo Souza et al. (2015), quando se restaura áreas com alta heterogeneidade ambiental, o planejamento das zonas de plantio não só maximiza a eficiência no uso dos recursos, como promove a sustentabilidade a longo prazo, aumentando as chances de sucesso da restauração ecológica.

De maneira geral, a abordagem baseada em zonas de plantio alia ciência e prática, permitindo a restauração ecológica de forma eficiente e alinhada às características ambientais de cada região. Essa estratégia facilita a recuperação de ecossistemas degradados, restaura a funcionalidade e resiliência deles, e contribui para a conservação da biodiversidade e a recuperação dos

serviços ecossistêmicos. Além disso, o planejamento das zonas de plantio deve considerar aspectos como custo, tempo e recursos disponíveis, garantindo uma implementação eficiente e sustentável ao longo do processo.

3.2.2. Filtros bióticos e a restauração no Pantanal

O conhecimento dos filtros bióticos é fundamental para orientar estratégias de restauração que respeitem as singularidades do Pantanal. Aspectos como a distribuição preferencial das espécies ao longo do gradiente de inundação, o conhecimento biológico detalhado das espécies, as interações ecológicas e a compreensão dos grupos funcionais são componentes-chave. Esses fatores determinam o sucesso no estabelecimento e na sobrevivência das espécies, influenciando diretamente a composição e a estrutura da vegetação restaurada, assim como a manutenção dos serviços ecossistêmicos associados.

3.2.2.1. Distribuição das plantas no gradiente de inundação (gradiente hidrogeomorfológico)

As áreas úmidas apresentam uma diversidade de plantas superiores, resultado direto da coexistência de diferentes macro-habitats, como lagos, canais de rios, áreas pantanosas, regiões periodicamente inundadas ou secas. Evidências globais indicam que a dinâmica de inundação é um fator organizador na distribuição de plantas ao longo dos gradientes de elevação nas planícies aluviais, revelando uma segregação preferencial das espécies. Estudos realizados por Nunes da Cunha & Junk (2001) e Ferreira-Júnior et al. (2016) indicam que essas flutuações hídricas impactam tanto a fenologia quanto a estrutura das comunidades vegetais, moldando a paisagem de forma dinâmica.

Macro-habitat e gradiente hidrogeomorfológico

O conceito de macro-habitats, definido por Nunes da Cunha & Junk (2015), classifica o Pantanal em ambientes diferenciados com base nas características hidrológicas e topográficas. Essas categorias ajudam a compreender como o regime de inundações – em termos de duração, frequência e intensidade – influencia a composição das comunidades vegetais. Em geral, espécies hidrófilas, predominantes em áreas mais úmidas, têm origem amazônica, enquanto as espécies xerófitas, que ocupam preferencialmente habitats mais secos, são provenientes do Cerrado.

Distribuição preferencial no gradiente de inundação

Um estudo detalhado com 85 espécies lenhosas do Pantanal de Poconé revelou que a distribuição das plantas é fortemente influenciada pelo gradiente

de umidade do solo. Das espécies, 45 mostraram preferência por áreas secas; enquanto 18 exibiram uma clara adaptação a habitats sujeitos a prolongados períodos de inundação, e outras 22 espécies demonstraram ampla tolerância, sobrevivendo tanto em condições de seca quanto de alagamento (Nunes da Cunha & Junk, 2001). Conforme ilustrado na Figura 6, esse padrão de distribuição evidencia uma significativa plasticidade fisiológica, que permite a adaptação a diferentes condições ambientais (Ferreira-Junior et al., 2016).

De modo geral, cerca de 47% das espécies lenhosas do Pantanal apresentam algum grau de tolerância à inundação, refletindo a diversidade adaptativa da vegetação local. Essa variação adaptativa é essencial para a resiliência da flora pantaneira, possibilitando sua sobrevivência em um ambiente marcado por inundações sazonais e períodos de seca prolongada, característicos da dinâmica ecológica da região.

As espécies lenhosas do Pantanal são, em sua maioria, oriundas do Cerrado e, em menor grau, do Chaco, porém sem endemismos locais – um contraste em relação às florestas inundáveis da Amazônia, como as várzeas e igapós, que apresentam espécies exclusivas. Apesar da ausência de endemismos, a adaptação das espécies ao gradiente de inundação é evidente, refletida na diversidade de preferências de habitat. Algumas espécies, como *Vochysia divergens* (Cambará), formam estandes monodominantes em áreas com inundações frequentes, acompanhadas por *Erythrina fusca*, *Inga vera*, *Lep-tobalanus parvifolius* e *Combretum laxum*, que predominam em zonas constantemente afetadas por inundações (Arieira et al., 2018). Além disso, espécies como *Mauritia flexuosa*, *Coccoloba mollis* e *Pithecellobium cauliflorum* são típicas de áreas com inundações prolongadas, o que indica uma elevada tolerância à saturação hídrica.

Por outro lado, algumas espécies preferem áreas de melhor drenagem e ocupam as áreas elevadas do gradiente, inundadas apenas em eventos plurianuais. Entre elas, estão *Tabebuia roseo-alba*, *Byrsonima cydoniifolia*, *Pterogyne nitens*, *Adelia membranifolia* e *Anadenanthera colubrina*. Contudo, algumas espécies apresentam uma ampla tolerância ao longo do gradiente de inundação, adaptando-se tanto a áreas secas quanto alagadas. *Callisthene fasciculata* e *Spondias lutea* são exemplos de espécies que sobrevivem em diferentes condições de umidade do solo ao longo do ano. Já *Curatella americana*, típica dos campos de murundus, mostra alta tolerância a curtos períodos de inundação e pode ser encontrada em áreas similares, como as savanas inundáveis da Bolívia e da Ilha do Bananal (Nunes da Cunha & Junk, 1997).

Nesse sentido, as espécies podem ser classificadas de acordo com a sua tolerância a macro-habitats inundáveis, não inundáveis / terrestres e com larga amplitude ecológica (Figura 7).



Figura 7. Classificação esquemática das espécies vegetais, de acordo com sua distribuição no gradiente de inundação

Mudanças geomorfológicas e sucessão ecológica

O pulso de inundação não apenas molda a distribuição das espécies, mas contribui para mudanças geomorfológicas, redistribuindo sedimentos que modificam áreas anteriormente inadequadas para muitas espécies de árvores (Eliáš & Mariničová, 2017). Esse processo facilita a colonização por espécies pioneiras, que iniciam a sucessão florestal e eventualmente podem formar novos agrupamentos, promovendo a dominância de espécies-clímax em áreas menos perturbadas. A sucessão ecológica, investigada nas várzeas amazônicas, mostra que espécies pioneiras tendem a dominar ambientes frequentemente inundados, enquanto espécies de estágio clímax prevalecem em áreas mais elevadas e menos afetadas por inundações (Wittmann et al., 2002; 2004).

Comparação com florestas inundáveis amazônicas

A Amazônia abriga uma diversidade maior de espécies adaptadas a inundações; por exemplo, na Reserva Mamirauá, são registradas 224 espécies adaptadas a diferentes níveis de inundação em apenas 4 hectares. Em uma floresta não perturbada, perto de Tefé, a distribuição e riqueza de espécies (registros de 172 espécies) ao longo do gradiente de inundação e sedimentação eram bem definidas, com apenas 2,6% das 222 espécies registradas ocorrendo ao longo de todo o gradiente de inundação. (Wittman et al., 2004; 2006). Em comparação com as várzeas amazônicas, o Pantanal apresenta características similares quanto à distribuição das espécies no gradiente de inundação. Por outro lado, por apresentar uma longa estação seca e precipitação anual de 1.200 mm, o Pantanal propicia condições a dois tipos de vegetação: uma vegetação predominantemente resistente à seca e outra tolerante a inundações periódicas.

Implicações para a restauração ecológica

O padrão de distribuição das plantas no Pantanal reflete uma complexa interação entre fatores hidrológicos e adaptações fisiológicas das espécies (Figura 8). Para tomadores de decisão, compreender essas dinâmicas é fundamental para o planejamento de ações de manejo e restauração. A escolha estratégica de espécies com base em sua tolerância à inundação e à seca, com alta plasticidade, pode aumentar a resiliência dos ecossistemas alagáveis e o sucesso das intervenções. A plasticidade fisiológica de algumas espécies permite sua utilização em diferentes zonas do gradiente, promovendo a recuperação sustentável e a manutenção das funções ecológicas.

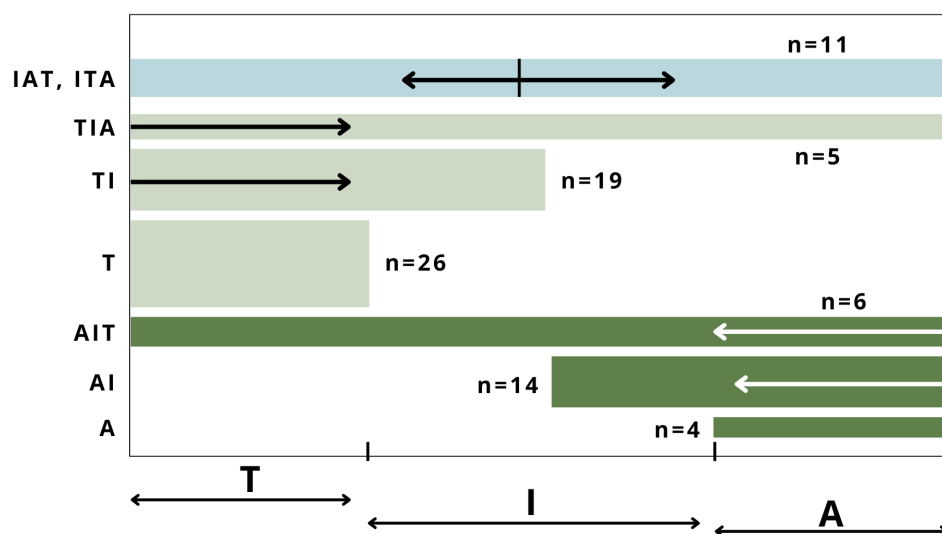


Figura 8. Distribuição de 85 espécies de árvores no Pantanal, de acordo com a sua preferência ambiental ao longo do gradiente de inundação: T – Macro-habitats terrestres, normalmente não alagados; I – macro-habitats inundados durante períodos curtos (menos de dois meses); A – macro-habitats com uma fase aquática pronunciada (até 6 meses) (Fonte: Nunes da Cunha & Junk, 1999, 2001)

3.2.2.2. Conhecimento biológico das espécies e interações ecológicas de interesse para a restauração no Pantanal

O conhecimento biológico das espécies, como sementes e mudas, bem como das interações ecológicas de interesse, também é um fator importante a ser considerado para o sucesso em projetos de restauração ecológica. A regeneração de florestas, especialmente em áreas úmidas degradadas, depende da reprodução e do estabelecimento de diversas espécies vegetais e animais, que, ao longo do tempo, desenvolvem interações bióticas, permitindo o estabelecimento das espécies. Processos como polinização, dispersão de sementes e seleção de espécies nativas tolerantes ao gradiente de inundação não apenas asseguram a recuperação da diversidade genética das populações, mas também restauram as funções ecológicas e a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Assim, é importante que o planejamento restaurador inte-

gre o conhecimento dessas interações e dos serviços associados, promovendo a reconexão funcional entre as comunidades biológicas e o ecossistema como um todo (Rodrigues & Gandolfi, 2000).

Sementes e mudas na restauração do Pantanal

Restaurar implica revegetar, e a formação de uma nova vegetação passa necessariamente pelas etapas iniciais de vida das plantas. A semente, o evento de germinação e a planta recém-formada (plântula) precisam passar pelos filtros ambientais e garantir a continuidade da comunidade vegetal (Grubb, 1977). Igualmente, devem passar por filtros as mudas levadas a campo, sejam elas produzidas por sementes, sejam elas advindas de partes de outras plantas. Conhecer as formas pelas quais as plantas se reproduzem, e também as formas pelas quais podemos produzir mudas, ampara e antecede as ações de restauração, provendo-lhes material biológico para fazer acontecer.

Nesse contexto, as sementes são o cerne da atividade de restauração. Ainda que a rebrota de plantas pré-existentes em uma área alvo seja possível e desejável, são as relações ecológicas da semente com o ambiente (por exemplo, sua época de produção - fenologia) e com os organismos (por exemplo, se há animais polinizadores na área-fonte, de modo a permitir fecundação e formação de sementes) os reveladores da possibilidade de uma área ser alcançada por um volume de diásporos que assegure a presença de vegetação. Além disso, em áreas com baixo potencial regenerativo, técnicas como semeadura direta, muvuca, ou produção de mudas requerem grandes volumes de sementes.

As sementes são dispersas por vários meios, incluindo vento, água ou animais. Quando a semente alcança um ambiente adequado, onde haja as condições requeridas para o embrião ali contido retomar o seu crescimento, ela então germina e forma uma nova planta. Muitas plantas no Pantanal apresentam, além da reprodução sexuada, a reprodução assexuada. Esta última é um importante recurso da planta para permanência em ambientes com grande incidência de distúrbios. Precisamos, portanto, saber como e quando as plantas são formadas, e quais relações ecológicas estão estabelecidas neste universo, de modo a assegurar planos bem-sucedidos de restauração.

No contexto do bioma Pantanal, os filtros constituem um conjunto de condições cuja amplitude raramente é experimentada em outros biomas brasileiros: em ciclos anuais, ambientes pantaneiros vão da condição aquática à terrestre; em ciclos plurianuais, variam de mais propensos à seca e aos incêndios – condição experimentada no momento de composição desta obra –, ou mais submetidos a inundações de grande alcance e duração (Junk et al., 2006). Trata-se de um imenso mosaico no espaço e no tempo, com ecossistemas que expandem e encolhem e compreendem campos, savanas e florestas, ora terrestres, ora

alagados, para os quais é necessário saber se mudas e sementes podem suportar a cada especificidade. Daí resulta um gigantesco trabalho, quase todo ainda por ser feito, para conhecer o limite de tolerância das fases iniciais da vida da planta ao conjunto de condições de um Pantanal de extremos, e em franca modificação. Contudo, apesar de sua riqueza e complexidade, o ecossistema pantaneiro não apresenta um nível elevado de endemismo (Pott et al. 2011), o que amplia as possibilidades de adaptação de conhecimentos em sementes e métodos utilizados em outras regiões com características ecológicas semelhantes.



Coleta de frutos e sementes de jatobá (*Hymenaea* sp.) na comunidade indígena Kadiwéu (Porto Murtinho, MS).
Acervo: Mupan

Interações ecológicas

Em florestas tropicais, cerca de 70% a 95% das plantas lenhosas dependem da dispersão de sementes por vertebrados frugívoros (Jordano, 2000). Assim, a seleção de espécies vegetais capazes de atrair a fauna local e estimular serviços ecossistêmicos, como polinização e dispersão de sementes, desempenha um papel estratégico na restauração de áreas úmidas. Tal abordagem propicia a regeneração natural, ao mesmo tempo que contribui para a minimização dos custos operacionais do processo restaurativo (De La Peña-Domene et al., 2013; Corbin et al., 2016; McAlpine et al., 2016).

A dispersão de sementes pela água (hidrocoria) é um mecanismo amplamente observado em áreas úmidas, mas a sincronização da frutificação com os períodos de inundação desempenha um papel-chave nas relações ecológicas dessas regiões (Parolin et al. 2012; Souza, 2018). Estima-se que ao longo de milhões de anos, interações mutualísticas entre peixes frugívoros e plantas têm regulado a biodiversidade em ambientes alagáveis, destacando-se como características únicas desses ecossistemas (Tiffney, 2004; Correa et al., 2007, 2015, 2018). Esse processo de sincronização permite que frutos sejam consumidos por peixes frugívoros durante os períodos de cheia, com as sementes sendo excretadas e favorecendo a germinação e a regeneração natural após o recuo das águas. Tal interação, conhecida como ictiocoria, ocorre quando peixes adentram as planícies alagadas em busca de abrigo e alimento durante as inundações (Horn et al., 2011; Galetti et al., 2008; Correa et al., 2015, 2018; Araujo et al., 2020; 2021). No Pantanal, espécies como o Pacu (*Piaractus mesopotamicus*), a Piraputanga (*Brycon hilarii*), o Pacu-peva (*Mylossoma* spp.), entre outros, foram registrados consumindo frutos de suas preferências em áreas alagadas (Correa et al., 2015; Araujo et al., 2020; 2021).

Corixo com animais
na ponte do Passo do
Lontra - Nhecolândia
(Corumbá, MS)
Foto: Josiane Barbosa.



A sincronização das frutificações com os ciclos de inundação tem levado ao desenvolvimento de características relacionadas à hidrocoria, ictiocoria e à germinação de sementes em áreas alagáveis (Goulding, 1980; Kubitzki & Ziburski, 1994; Parolin et al., 2004; Anderson et al., 2009). Estudos indicam que sementes de frutos carnosos conservam sua viabilidade por cerca de dois meses (Correa et al., 2018), enquanto frutos não carnosos podem durar até quatro meses (Silveira et al., 2019). Adicionalmente, experimentos mostram que a viabilidade das sementes é preservada mesmo após a passagem pelo trato digestivo dos peixes (Silveira & Weiss, 2014; Correa et al. 2015; Silveira et al. 2019).

A interação mutualista entre peixes frugívoros e plantas destaca-se por sua reciprocidade: os peixes frugívoros contribuem para dispersão de sementes, desempenhando um papel central na configuração e manutenção da biodiversidade das florestas alagáveis (Correa et al., 2015, 2016, 2018; Araujo et al., 2020; 2021). Em contrapartida, a produtividade das florestas ripárias contribui para a manutenção da diversidade da ictiofauna, criando uma relação de interdependência que beneficia ambas as partes (Correa et al., 2007; Dala-Corte et al., 2020). Adicionalmente, plantas aquáticas fornecem habitats para diversas espécies de peixes e outros organismos aquáticos, que as utilizam para alimentação, reprodução e refúgio contra predadores (Thomaz & Bini 2003).

Além da ictiocoria em macro-habitats inundáveis, grandes mamíferos como a Anta (*Tapirus terrestris*) e os Queixadas (*Tayassu pecari*), bem como aves frugívoras, como o Tucano (*Ramphastos toco*), são importantes dispersores de sementes no Pantanal (Donatti et al., 2007), especialmente em macro-habitats não inundáveis. A atração desses animais para áreas restauradas complementa os processos de regeneração natural. No entanto, a herbivoria por invertebrados e mamíferos pode afetar o sucesso da restauração (Grace & Ford 1996), exigindo medidas de controle antes do plantio (Reis et al., 2019, 2021).

Esses mecanismos ilustram a importância das interações entre fauna e flora em áreas úmidas, evidenciando como tais dinâmicas contribuem para a manutenção e regeneração desses ecossistemas. Assim, a consideração da distribuição das plantas no gradiente de inundação, das interações ecológicas e dos serviços ecossistêmicos associados são pontos centrais para o sucesso da restauração. Além de restaurar a biodiversidade e a funcionalidade ecológica, essas práticas reforçam a resiliência dos ecossistemas diante de mudanças ambientais, promovendo a reconexão entre espécies e processos naturais essenciais.

3.2.2.3. Formas de vida e grupos funcionais no processo de restauração

As formas de vida e os grupos funcionais são essenciais para a estruturação e resiliência de ecossistemas restaurados. As *formas de vida* dizem respeito às estratégias morfológicas e fisiológicas de plantas como árvores, arbustos, gramíneas e epífitas, e outros organismos. Essas estratégias influenciam como esses organismos interagem entre si e com o ambiente, desempenhando funções distintas na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas, contribuindo para a regeneração do ambiente. Segundo Grime (1979), as plantas podem ser classificadas em três principais formas de vida: competidoras, ruderalistas e tolerantes ao estresse, cada uma desempenhando papéis distintos na restauração ecológica.

As espécies competidoras, por exemplo, são eficientes na captação de recursos e podem rapidamente dominar áreas perturbadas, estabilizando o solo e fornecendo cobertura vegetal. Por outro lado, as espécies ruderalistas são adaptadas a ambientes altamente perturbados, desempenhando um papel inicial crucial na ocupação de áreas degradadas e na facilitação do estabelecimento de outras espécies (Grime, 2001).

Além disso, as espécies tolerantes ao estresse são essenciais em ambientes onde os recursos são limitados, como solos pobres ou áreas sujeitas a extremos climáticos. Essas espécies podem persistir a longo prazo, contribuindo para a estabilidade e resiliência do ecossistema restaurado (Walker et al., 1999). Durigan et al. (2010) destacam que o uso de uma diversidade de formas de vida é crucial para a restauração, pois cada grupo tem um papel específico no estabelecimento de processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes, a fixação de carbono e a manutenção da biodiversidade.

Já os *grupos funcionais* são definidos por características ecológicas que afetam o desempenho das espécies em seus habitats e sua contribuição para os serviços ecossistêmicos. Ou seja, são categorias de espécies que compartilham características ecológicas, independentemente de sua taxonomia, e afetam

a funcionalidade dos ecossistemas (Diaz & Cabido, 2001). Esse conceito é amplamente aplicado na restauração ecológica para otimizar a funcionalidade do ecossistema e garantir que diferentes processos ecológicos sejam mantidos. De acordo com Lavorel et al. (1997), os grupos funcionais podem ser utilizados para selecionar espécies em projetos de restauração, de forma a maximizar a eficiência de processos como a ciclagem de nutrientes, a regulação do ciclo hidrológico e a formação de habitats para outras espécies. Por exemplo, em ecossistemas onde a fixação de nitrogênio é um processo crítico, a introdução de leguminosas, que fazem parte do grupo funcional de fixadores de nitrogênio, pode acelerar a recuperação da fertilidade do solo e favorecer o estabelecimento de outras plantas (Hooper et al., 2005).

A diversidade funcional, ou seja, a variedade de respostas funcionais das espécies dentro de um ecossistema, é um determinante-chave da resiliência ecossistêmica. Estudos como o de Tilman et al. (1997) mostram que ecossistemas com alta diversidade funcional são mais resilientes a distúrbios, pois são capazes de manter funções essenciais, mesmo quando algumas espécies são perdidas. A seleção de grupos funcionais deve focar em garantir que as espécies escolhidas desempenhem funções complementares, como proteção do solo e promoção da sucessão ecológica (Santos et al., 2012).

Na prática, a aplicação de grupos funcionais na restauração envolve identificar as funções ecológicas críticas, que precisam ser restauradas, e selecionar espécies que melhor desempenhem essas funções. Isso requer uma compreensão das interações ecológicas e da dinâmica do ecossistema-alvo, permitindo a criação de comunidades que não apenas sobrevivam, mas prosperem e evoluam com o tempo. Gandolfi et al. (2007) destacam o uso de plantas pioneiras e fixadoras de nitrogênio para acelerar o processo sucessional e enriquecer o solo. Brancalion et al. (2010) sugerem que uma combinação de diferentes formas de vida e grupos funcionais melhora a estrutura da vegetação e a funcionalidade ecológica, proporcionando maior resiliência às mudanças ambientais.

No Brasil, abordagens de restauração em florestas tropicais e ecossistemas do Cerrado se beneficiam da alta diversidade biológica, integrando diversas formas de vida e grupos funcionais para acelerar os processos de recuperação, especialmente em áreas de alta degradação (Rodrigues et al., 2009). Pott et al. identificaram grupos funcionais em pastagens nativas, enquanto Yanina et al. (dados ainda não publicados) investigaram a influência das inundações sazonais na estrutura funcional das comunidades herbáceas. Esses estudos ampliam o entendimento sobre as interações entre os regimes hidrológicos e a funcionalidade ecológica das espécies.

4. PADRÕES PARA A PRÁTICA DE PLANEJAMENTO E IMPLEMENTAÇÃO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO NO PANTANAL



4.1. Planejamento e delineamento de projetos de restauração no Pantanal

O planejamento é uma etapa fundamental e, muitas vezes, subestimada nos projetos de restauração de áreas úmidas, que, quando negligenciado, pode resultar no fracasso em restauração de ecossistemas sustentáveis e funcionais. A restauração no Pantanal exige uma base conceitual sólida que considere a complexidade e variabilidade desses ecossistemas. Um planejamento cuidadoso deve levar em conta o histórico ambiental e socioeconômico da área, identificar seu tipo de macro-habitat (como florestas inundadas, savanas alagadas, savanas hipersazonais, entre outros) e adaptar as técnicas de restauração às condições locais.

Além disso, definir objetivos claros e mensuráveis assegura a restauração de processos ecológicos-chave, como ciclos hidrológicos e biodiversidade, em um contexto de dinâmicas de longo prazo e mudanças climáticas. Nesse contexto, a abordagem no Pantanal precisa ser integrada e adaptativa, capaz de lidar com desafios naturais, como secas e inundações extremas, e impactos das atividades humanas.

A recuperação de processos naturais, como a inundação sazonal, é fundamental para aumentar a resiliência e a sustentabilidade a longo prazo do Pantanal (Hamilton et al., 1996), além de gerar benefícios diretos para as co-



Plantio de enriquecimento de espécies nativas na Área de Proteção Ambiental Baía Negra (Ladário, MS).
Acervo: ECOA - Ecologia e Ação.

munidades locais (Wang et al., 2011). Nesse sentido, restaurar a capacidade de retenção de água é crucial para manter os ciclos hidrológicos e proteger a biodiversidade, especialmente durante períodos de seca severa (Junk et al., 2014), garantindo, assim, a prosperidade das espécies adaptadas aos ciclos de inundação.

Portanto, a restauração do Pantanal deve integrar a recomposição da vegetação com a recuperação dos processos hidrológicos, a proteção do solo, a melhoria da qualidade da água e as práticas de manejo que considerem as mudanças climáticas. Essa abordagem holística, que leva em conta a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, é crucial para a resiliência do Pantanal diante de eventos climáticos extremos e para a recuperação de sua funcionalidade ecológica.

Com base nessas premissas, sugerimos adotar diretrizes para a restauração ecológica do Pantanal, integrando ciência e saberes locais, para enfrentar as variações climáticas e promover uma gestão sustentável desse ecossistema único. Recomendamos, ainda, a aplicação dos princípios da Convenção de Ramsar no planejamento e na execução da restauração de áreas úmidas, conforme representado no Fluxograma abaixo (Ramsar, 2002), que aborda aspectos essenciais como a recuperação hidrológica e a restauração da vegetação e dos processos funcionais.

Essa abordagem integrada, ilustrada na Figura 9, fornece diretrizes aplicáveis a todas as fases do processo de restauração – planejamento, execução e monitoramento –, promovendo a sustentabilidade dos projetos e o engajamento das comunidades locais.

Fluxograma para restauração de áreas úmidas

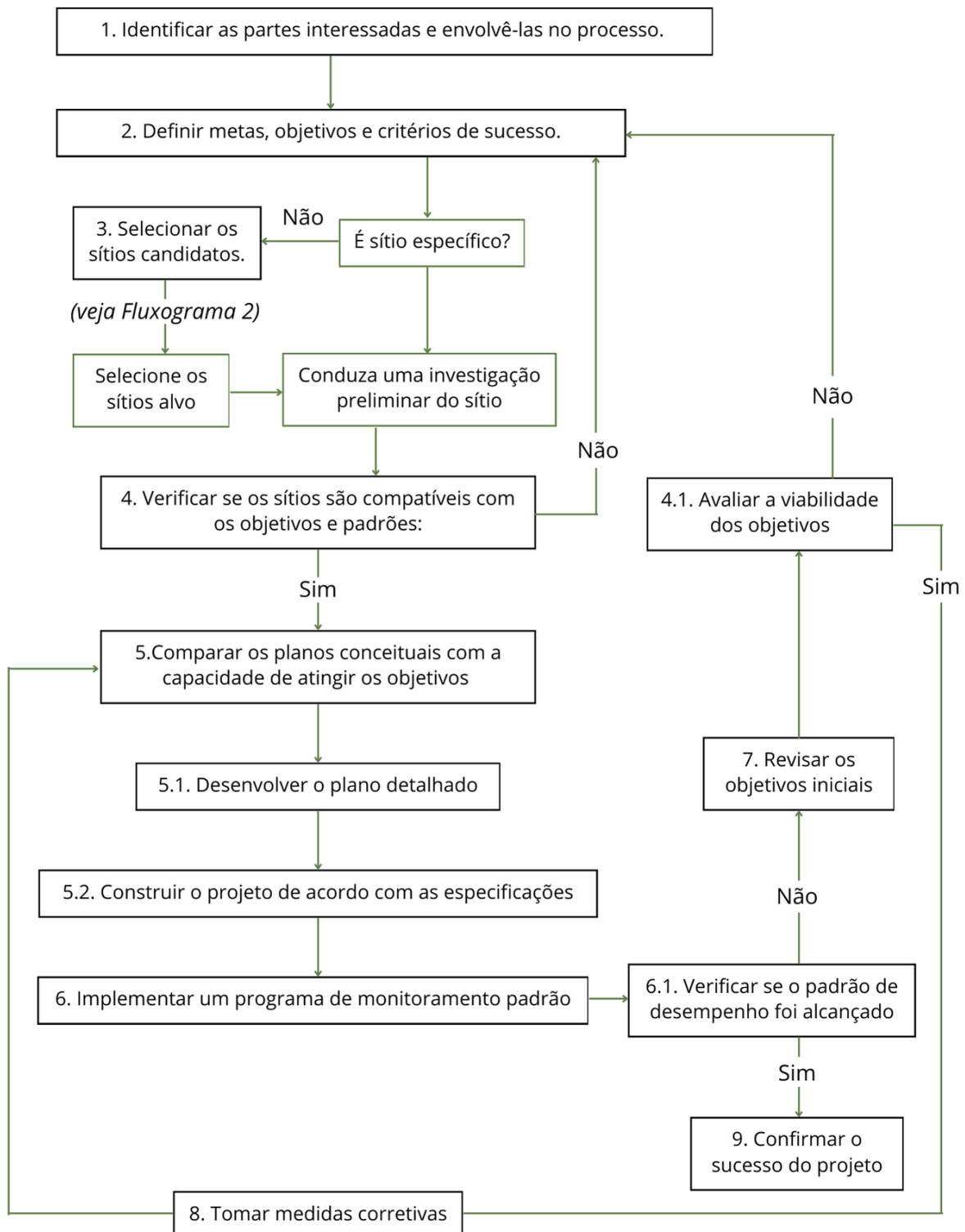


Figura 9. **Fluxograma 1** dos princípios e as orientações para restauração de áreas úmidas (Ramsar, 2002)

A saber sobre o Fluxograma 1

Questões de avaliação na seleção de projetos de restauração:

Considera aspectos como benefícios ambientais, custo-efetividade, impacto na comunidade, potencial ecológico, uso atual do solo e restrições socioeconômicas e técnicas.

Metas, objetivos e padrões de desempenho

Metas: Declarações gerais sobre os resultados desejados do projeto.

Objetivos: Declarações específicas que descrevem os resultados esperados, podendo abordar diversas funções das áreas úmidas.

Padrões de desempenho: Atributos observáveis ou mensuráveis usados para avaliar se o projeto atingiu os objetivos estabelecidos.

1. Identificação e envolvimento de stakeholders: iniciar o projeto com a participação ativa de todas as partes interessadas em cada fase do planejamento. O envolvimento dos *stakeholders* é essencial para definir metas e objetivos de forma colaborativa.
2. Definição de metas, objetivos e padrões de desempenho: estabelecer metas claras e mensuráveis que orientem o projeto. Utilizar padrões de desempenho ajuda a manter o foco nos objetivos e facilita a avaliação do sucesso ao longo do processo.
3. Seleção do local: avaliar e selecionar áreas potenciais para a restauração (Fluxograma 2). Em alguns casos, o local já pode ser determinado previamente; em outros, será necessário analisar várias opções antes de tomar a decisão final de priorização.
4. Compatibilidade do local com metas e objetivos: após a escolha do local, revisar as metas e os padrões de desempenho, para garantir que o local selecionado atenda às necessidades do projeto.
5. Desenvolvimento do Plano do Projeto: considerar diferentes alternativas de planejamento, para alcançar os objetivos propostos. Selecionar a alternativa mais viável e detalhar um plano de recuperação claro e bem estruturado.
6. Implementação do Programa de Monitoramento: monitorar continuamente o projeto, focando nos padrões de desempenho e nos objetivos estabelecidos, levando em conta a variabilidade temporal e espacial do ecossistema.
7. Reavaliação dos objetivos: caso os padrões de desempenho não sejam atendidos, revisar os objetivos iniciais para avaliar sua viabilidade e adequação às condições do projeto.
8. Ação corretiva: se os objetivos e padrões forem viáveis, mas não alcançados, implementar ações corretivas, que podem variar desde ajustes menores até um redesenho completo do projeto.
9. Conclusão do projeto e avaliação de sucesso: considerar o projeto bem-sucedido se os padrões de desempenho forem alcançados. No entanto, é essencial manter o monitoramento contínuo para garantir o sucesso sustentável a longo prazo.

Em alinhamento com as orientações da Convenção de Ramsar, especialmente no que se refere à seleção de locais (Tópico 3 – Selecionar os Sítios Candidatos do Fluxograma 1), sugere-se que, para a elaboração do Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas ou Alteradas (PRADA) no Pantanal, sejam seguidos

os passos abaixo no **Fluxograma 2 – Etapas para a Seleção do Local**, ajustados às singularidades do bioma, com base nos princípios da Convenção.

Fluxograma 2 – Etapas para a Seleção do Local

1. Detalhes básicos do local

- Propriedade e contato: identificar o proprietário do imóvel e as informações de contato é essencial para facilitar a comunicação e a gestão de responsabilidades, agilizando processos durante as etapas de planejamento e execução.
- Situação legal do terreno: verificar a classificação legal do local (como reserva biológica, área de proteção ambiental etc.) assegura conformidade legal e evita possíveis conflitos regulatórios durante o projeto.
- Localização e tamanho: determinar com precisão a localização e o tamanho da área de intervenção permite um planejamento eficiente dos recursos, das atividades de campo e da logística.

2. Caracterização dos aspectos físicos, ecológicos, históricos e socioeconômicos

- Pesquisa do contexto histórico, cultural, socioeconômico e ecológico: entender o contexto ecológico, histórico e socioeconômico do local ajuda a identificar pressões ambientais, práticas tradicionais e o envolvimento das comunidades locais, facilitando a identificação de características ecológicas limitantes e a implementação de ações mais alinhadas com a realidade da área.
- Tipos de vegetação: levantar informações sobre a vegetação existente, incluindo espécies dominantes e invasoras, é essencial para definir estratégias de restauração e escolher as espécies mais adequadas para cada macro-habitat.

3. Mapeamento dos macro-habitats e indicativos de degradação

- Identificação e classificação dos macro-habitats: realizar mapeamento detalhado via sensoriamento remoto para identificar os tipos de habitats, como matas ripárias, matas de cordilheira e brejos, facilita a priorização de áreas para intervenção.
- Identificação remota de áreas úmidas degradadas ou alteradas: utilizar imagens de satélite para identificar sinais de degradação, como áreas de vegetação escassa, erosão e cicatrizes de incêndios.
- Seleção de pontos de validação *in loco*: escolher pontos específicos para validação em campo garante a precisão dos mapas e confirma as condições identificadas remotamente.

4. Validação de macro-habitats e diagnóstico *in loco*

- Validação de macro-habitats mapeados: confirmar, por visitas de campo, as características dos habitats identificados no mapeamento remoto é crucial para garantir dados precisos e ajustar planos de intervenção.
- Avaliação das condições ecológicas: conduzir uma Avaliação Ecológica Rápida para identificar os principais estressores, como espécies invasoras e alterações hidrológicas, e avaliar a conservação do local, levantando dados sobre vegetação, solo e hidrologia.

5. Diagnóstico ambiental da área

- Definição de áreas prioritárias para intervenção: utilizar os dados coletados para identificar áreas prioritárias para restauração, focando em locais com maior degradação ou importância ecológica para a conectividade da paisagem.

6. Estabelecimento de metas e objetivos realistas

- Definição de metas: estabelecer metas específicas, mensuráveis e adaptativas, considerando o estado atual do ecossistema e os recursos disponíveis, para direcionar as ações de restauração.
- Flexibilidade na gestão: incorporar mecanismos para ajustes no plano de ação, considerando fatores imprevisíveis, como mudanças do clima, novas descobertas ecológicas e alterações no financiamento.

7. Seleção e combinação de espécies para restauração

- Critérios de seleção de espécies: escolher espécies nativas adequadas, considerando sua atratividade para a fauna, a tolerância ao gradiente de inundação e a capacidade de competir com invasoras, é essencial para promover um ecossistema resiliente e sustentável.
- Consideração do gradiente de inundação: em áreas úmidas, é importante selecionar espécies adaptadas aos diferentes níveis de inundação, para garantir o sucesso da restauração e a sobrevivência das plantas.

8. Mapa da zona de plantio

- Delimitação das áreas de plantio: elaborar mapas detalhados considerando a topografia, a hidrologia e as características do solo, identificando as melhores áreas para o plantio, conforme o tipo de vegetação a ser restaurada.

9. Atividades em campo

- Produção de mudas: utilizar viveiros locais e implementar técnicas como o uso de treina-dores de raízes, para aumentar a resiliência das mudas e melhorar sua adaptação ao solo local.
- Métodos de plantio: explorar métodos como “muvuca” (semeadura em massa de alta diversidade), para aumentar a biodiversidade e melhorar a resiliência do ecossistema, além de adotar práticas específicas para garantir a sobrevivência inicial das mudas.

10. Cuidados pós-plantio (Plano de Monitoramento e Manutenção)

- Manutenção: implementar atividades regulares de manutenção, como controle de espécies invasoras, adubação e irrigação, para garantir o sucesso do plantio.
- Monitoramento: avaliar e comparar o macro-habitat restaurado com áreas de referência não degradadas, focando na composição de espécies e na estrutura da vegetação. Incluir a presença de espécies indicadoras típicas do macro-habitat, além de acompanhar indicadores como diversidade de espécies, presença de invasoras, funcionamento ecológico (como regeneração e ciclagem de nutrientes) e conectividade do habitat na paisagem, assegurando a recuperação e a resiliência do ecossistema.

Esses passos estabelecem uma base robusta para o planejamento das intervenções de restauração, visando à recuperação funcional do ecossistema e sua sustentabilidade a longo prazo. No contexto de um PRADA, o processo começa com um diagnóstico detalhado das áreas a serem restauradas, incluindo a identificação dos macro-habitats e dos fatores de degradação que afetam a resiliência dos ecossistemas. Em seguida, são escolhidos métodos e técnicas de restauração que levam em conta as particularidades e os desafios dos macro-habitats pantaneiros.



4.2. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas

O diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas é fundamental para fornecer uma análise detalhada das condições atuais, considerando tanto os fatores abióticos quanto bióticos que afetam o sucesso das intervenções. A consideração das interações ecológicas e da distribuição preferencial das espécies ao longo dos gradientes de inundação é essencial para manter a funcionalidade ecológica e promover a sustentabilidade a longo prazo. Uma abordagem integrada, que combina visitas de campo, análise de imagens de satélite e consulta a dados históricos, permite identificar as áreas prioritárias para intervenção e selecionar as práticas de restauração mais adequadas. Dada a alta diversidade de macro-habitats no Pantanal (mais de 70, conforme Nunes da Cunha et al., 2022) e a forte influência do regime de inundação nos processos ecológicos, aqui, abordamos elas em dois grandes grupos de macro-habitats: inundáveis e não inundáveis. A seguir, apresentamos os principais fatores a serem considerados no diagnóstico das áreas a serem restauradas.

Acessando área degradada para avaliação na Serra do Amolar (Corumbá, MS).
Acervo: Instituto Homem Pantaneiro.

4.2.1. Identificação e classificação de macro-habitats

A identificação e classificação dos macro-habitats pode ser inicialmente realizada de forma remota, seguida de validação em campo, com o suporte de chaves de classificação, como a [Classificação e Delineamento das Áreas Úmi-](#)

das Brasileiras e de seus Macro-habitats (2015). Os macro-habitats inundáveis incluem áreas alagáveis, como florestas ribeirinhas, matas de galeria, campos alagados, brejos e baías, que são periodicamente influenciados pelo regime hidrológico sazonal. Por outro lado, os macro-habitats não inundáveis englobam áreas que não sofrem alagamento direto, exceto em eventos extremos de cheia, como cordilheiras, capões e savanas. A importância dessa identificação reside em garantir que as intervenções de restauração respeitem as características originais do ecossistema, evitando a descaracterização dos macro-habitats. Isso inclui, por exemplo, evitar o aflorestamento de áreas abertas que, naturalmente, abrigam vegetação campestre ou savânica.

4.2.2. Caracterização hidrológica

A avaliação dos padrões históricos de inundação e a variação sazonal dos níveis de água são fatores importantes para a escolha das espécies vegetais adequadas, bem como para o desenvolvimento de estratégias de restauração que considerem o gradiente de inundação. Durante o diagnóstico em campo, a medição da altura da marcação da água nas árvores, em macro-habitats inundáveis, fornece dados que ajudam a compreender o contexto local e a orientar a seleção das espécies e as zonas de plantio mais apropriadas. Além disso, a análise da dinâmica hídrica da área contribui para o planejamento de intervenções que respeitem o regime de inundação natural, preservando as interações ecológicas e a funcionalidade do ecossistema.

4.2.3. Análise do solo e topografia

Analisar a composição e estrutura do solo, juntamente com a avaliação da topografia, permite entender como esses fatores impactam a disponibilidade de água e nutrientes, influenciando diretamente a distribuição das espécies vegetais. Esse diagnóstico é crucial para identificar as áreas mais adequadas para a restauração, bem como para selecionar as técnicas de manejo que favoreçam a regeneração natural e a adaptação das espécies ao ambiente local.

4.2.4. Composição florística e estrutura da vegetação

Em três aspectos: 1) Realizar o levantamento das espécies indicadoras típicas de cada ambiente e estrutura da comunidade; 2) Avaliar a presença de espécies invasoras para evitar alterações indesejadas na paisagem; 3) Não realizar aflorestamento de áreas originalmente abertas, o que poderia descaracterizar o macro-habitat. É importante identificar a distribuição das espécies ao longo do gradiente de inundação, considerando sua localização preferencial, o que auxilia na escolha de métodos de restauração mais adequados e na manutenção da integridade ecológica local.

4.2.5. Interações ecológicas

É fundamental considerar as interações específicas entre a flora e a fauna local para o sucesso da restauração. Nos macro-habitats inundáveis, as interações entre peixes e plantas desempenham um papel importante na dispersão de sementes, contribuindo para a regeneração e a manutenção da diversidade vegetal. Já nos macro-habitats não inundáveis, as interações entre aves e mamíferos, como a dispersão de sementes e o favorecimento da germinação de plantas, são essenciais para a reestabilização da vegetação nativa. Além disso, a distribuição preferencial das espécies vegetais ao longo do gradiente de inundação deve ser considerada, pois afeta diretamente a dinâmica ecológica e a diversidade do ecossistema restaurado.

4.2.6. Fatores de degradação

É preciso identificar os principais fatores de degradação que afetam os macro-habitats, como alterações no regime hidrológico, a introdução de espécies exóticas invasoras, desmatamento, práticas agrícolas intensivas, pastoreio e incêndios. Esses fatores comprometem a biodiversidade local e a capacidade de regeneração da vegetação, dificultando os processos de restauração e a recuperação funcional dos macro-habitats.

4.3. Métodos e técnicas para a restauração dos macro-habitats pantaneiros

A restauração dos macro-habitats pantaneiros envolve a aplicação de uma série de métodos e técnicas que visam recuperar a biodiversidade e a funcionalidade ecológica desses ecossistemas. O sucesso dessas intervenções está diretamente relacionado à escolha adequada das espécies vegetais, as quais devem ser alinhadas às características específicas de cada habitat e às interações ecológicas locais.

Além disso, a definição da abordagem de restauração – passiva, assistida ou ativa – deve ser adaptada conforme as necessidades específicas de cada macro-habitat e o grau de degradação identificado. A escolha da abordagem adequada será crucial para restaurar os processos ecológicos essenciais, como a regulação hidrológica, a dispersão de sementes e a conectividade entre os habitats. A combinação dessas abordagens, quando aplicada de forma integrada, pode promover a recuperação desses processos ecológicos essenciais para a manutenção dos macro-habitats pantaneiros.



Para embasar as escolhas metodológicas, utilizaremos evidências de pesquisas e projetos de restauração realizados no Pantanal. Nesse contexto, serão discutidas evidências científicas e intervenções de projetos realizados no Pantanal, propondo critérios para a seleção de espécies com base em sua preferência ao longo do gradiente de inundação e nas características ecológicas. Serão detalhadas as abordagens de restauração — passiva, assistida e ativa — entre os macro-habitats inundáveis e não inundáveis, bem como as estratégias de restauração conforme o tipo de solo, incluindo atividades operacionais. Além disso, exploraremos os principais desafios e as perspectivas para a restauração, considerando as lições aprendidas de projetos e as direções recomendadas para a região.

Coleta de sementes na Comunidade indígena Kadiwéu - Aldeia Barro Preto (Porto Murtinho, MS).
Acervo: Fundação de Apoio à Pesquisa, ao Ensino e à Cultura (FAPEC).
Crédito: Alicce Rodrigues.

4.3.1. Evidências científicas e projetos realizados no Pantanal

Utilizamos a mesma metodologia descrita por Guerra et al. (2020), em seu estudo sobre o conhecimento sobre restauração ecológica nos biomas brasileiros, para realizar uma busca na base de dados *Web of Science* (WoS). O objetivo foi identificar estudos relacionados à restauração ecológica no Pantanal. Nossos resultados indicam que a literatura científica sobre restauração ecológica no Pantanal é limitada, com apenas 16 publicações em periódicos científicos presentes na *Web of Science*, identificadas em 2024. Destas, três abordam diretamente intervenções práticas, duas são focadas em restauração passiva e uma em métodos ativos. Todos são estudos experimentais; ou seja, não reportam resultados em esforços de restauração (projetos) propriamente ditos. Em um deles, o foco não era no componente vegetal, mas em invertebrados (Aracnídeos), todos com resultados positivos e, portanto, com potencial positivo para aspectos que podem ser implementados em projetos de restauração. As outras 13 publicações tinham alguma relação – ainda que menos direta – com restauração ecológica no Pantanal. Ainda, Garcia et al. (2021) consolidam o conhecimento em restauração em áreas alagáveis e secas, em especial para

o Pantanal de Mato Grosso do Sul, proporcionando uma base teórica para as intervenções na região.

A revisão bibliométrica a respeito de estudos de restauração em áreas úmidas, apresentada em Garcia et al. (2021), reporta que 86% dos estudos monitoram organismos, sendo as plantas representadas por 54%; invertebrados, por 27%; vertebrados, por 22%; e os microrganismos, por 5%. A vegetação é frequentemente restaurada para reduzir a perda de água superficial, objetivo principal em muitas áreas úmidas (Labadz et al., 2002). Estudos sobre funções ecossistêmicas, focando em nutrientes do solo e da água (40%) e relações hídricas (28%), são escassos, e interações tróficas ainda são pouco exploradas (Zedler & Kercher 2005; Moreno-Mateos et al., 2012). As zonas ripárias são o tipo de ecossistema mais representado nos estudos (38%), seguidas por zonas lacustres (27%), estuarinas (18%) e palustres (17%) (Meli et al., 2014).

Um aspecto importante para o Pantanal é entender quais espécies e métodos de restauração podem ser aplicados nos ecossistemas do bioma, especialmente em ecossistemas que alagam sazonalmente, e se as estratégias de restauração são similares ou precisam ser adaptadas em relação às usadas em outros biomas brasileiros. No geral, nossos resultados deixam evidente que o número de estudos científicos sobre restauração ecológica no Pantanal é extremamente baixo, resultado similar ao reportado por Guerra et al. (2020), em estudo que compara o status de estudos com restauração ecológica em todos os biomas brasileiros (em que o Pantanal foi o bioma com menor quantidade de estudos). Como consequência, ainda há uma carência relevante de informações específicas para o Pantanal que possam orientar e otimizar o sucesso de projetos de restauração neste bioma. Nas seções a seguir, apresentamos um resumo dos principais achados de nossa revisão bibliográfica, incluindo informações obtidas a partir de relatórios de iniciativas de restauração já implementadas na região. Grande parte desses projetos teve como objetivo principal mitigar os impactos dos intensos incêndios ocorridos em 2020.

No contexto do GEF Terrestre e de outras fontes de financiamento, foram identificadas nove iniciativas de restauração (Tabela 1), que incluem aquelas sete já apresentadas na abertura desta publicação e que, somadas a outra duas, abrangeram cinco sub-regiões do Pantanal: Nabileque (3 iniciativas); Barão de Melgaço (2 iniciativas); Cáceres (1 iniciativa); Paraguai (1 iniciativa); e Miranda (1 iniciativa). Essas intervenções ocorreram em diferentes ambientes do Pantanal, sendo: 6 em terras altas; 6 na planície, das quais 4 ocorreram em macro-habitats não inundáveis e 2 em macro-habitats inundáveis; além de 3 iniciativas focadas nas cabeceiras do Pantanal.

Tabela 1 – Iniciativas de restauração realizadas no Pantanal

Sub-região	Iniciativa / Projeto	Executor(es)
Barão de Melgaço	Iniciativa AquaREla Pantanal – Recuperação de Florestas Ribeirinhas Pantaneiras: beneficiando água, solo, peixes e populações do entorno da RPPN Sesc Pantanal	Mupan - Mulheres em Ação no Pantanal
	RPPN Sesc Pantanal – Recuperando e Protegendo	Funatura - Fundação Pró-Natureza
Cáceres e Cabeceira do Pantanal	Restauração da biodiversidade, conservação das águas e prevenção dos incêndios das áreas úmidas do Pantanal – Estação Ecológica de Taiamã	Instituto Gaia - Instituto de Pesquisa e Educação Ambiental do Pantanal
Cerrado	Programas e Projetos Ambientais Implementados na Bacia do Córrego Guariroba/MS	WWF
Miranda	Recuperação de áreas degradadas na Reserva Biológica Marechal Cândido Mariano Rondon – Miranda, MS	Fundação Neotrópica do Brasil
Nabileque	Estado de conservação, restauração ecológica e cadeia produtiva de espécies vegetais nativas de interesse indígena no Pantanal (Terra Indígena Kadiwéu)	Fapex – Fundação de Apoio à Pesquisa, ao Ensino e à Cultura
	Restauração Estratégica e Participativa no Pantanal: Área de Proteção Ambiental Baía Negra	Ecoa – Ecologia e Ação
	Programa de Recuperação de áreas degradadas da Terra Indígena Kadiwéu	Mupan e Wetlands International Brasil
Paraguai	Mitigação dos efeitos dos incêndios de 2020 e prevenção contra novos incêndios na Serra do Amolar, Pantanal (RPPNs Acurizal e Penha)	Instituto Homem Pantaneiro – IHP

4.3.2. Diversidade vegetal do Pantanal: critérios para a escolha de espécies na restauração

O Pantanal, uma das maiores áreas úmidas do planeta, apresenta uma rica diversidade de espécies vegetais adaptadas às suas variações hidrológicas e climáticas. Segundo Pott & Pott (1996), há cerca de 756 espécies de plantas lenhosas no Pantanal, representando aproximadamente 39,7% das plantas superiores da região. Destas, cerca de 60% são arbustos e árvores de pequeno porte (até 10 m de altura), 29% são árvores altas e 9% são lianas. As palmeiras, embora representem apenas 0,2% da vegetação lenhosa, têm alta importância ecológica. Espécies como *Scheelea phalerata* (Acuri) são conside-

radas chave, devido à sua abundância e ao papel fundamental na alimentação de diversas espécies da fauna.

Para a restauração dos macro-habitats do Pantanal, a seleção de espécies deve ser baseada em critérios ecológicos e funcionais, considerando fatores como tolerância à inundação e ao fogo, interações ecológicas e inclusão de diferentes grupos funcionais. Essas escolhas visam recuperar processos ecológicos e aumentar a resiliência das áreas restauradas a distúrbios naturais e antrópicos.

Nesse contexto, as iniciativas de restauração ecológica no Pantanal têm aplicado esses critérios na seleção de espécies. Algumas iniciativas priorizaram espécies tolerantes aos macro-habitats inundáveis, focando em características de adaptação às condições de alagamento sazonal (Mupan ID 1; Instituto Gaia ID3). Foram selecionadas espécies adaptadas a macro-habitats não inundáveis, como florestas secas, que também apresentam tolerância ao fogo (Funatura ID 2; Fundação Neotrópica do Brasil ID 5; Ecoa ID 7; Instituto Homem Pantaneiro ID 9).

Para a recuperação e proteção de nascentes e margens de rios – áreas críticas para a manutenção dos recursos hídricos –, as iniciativas têm integrado espécies nativas que auxiliam na estabilização de margens e na conservação da qualidade da água, com foco também nas cabeceiras do Pantanal (Instituto Gaia ID 3; WWF ID 4). Além disso, iniciativas voltadas para comunidades indígenas têm selecionado espécies de interesse sociocultural e econômico, com o objetivo de beneficiar aldeias indígenas por meio da manutenção das áreas verdes e da preservação dos recursos hídricos (Fundação Neotrópica do Brasil ID 5; Fapec ID 6; Mupan ID 8).

Após os incêndios de 2020, que devastaram extensas áreas do Pantanal, algumas iniciativas concentraram esforços na mitigação dos impactos e no controle de espécies invasoras, como *Leucaena leucocephala*, além de restaurarem áreas afetadas por mineração e urbanização (Ecoa ID 7). Por fim, essas ações de restauração também consideraram o potencial de regeneração natural e a importância ecológica das espécies para a fauna local (espécies zoocóricas – dispersadas por animais, e/ou zoófilas – polinizadas por animais), avaliando a disponibilidade de mudas e sementes para garantir o sucesso das ações de restauração (Mupan IDs 1 e 8; Funatura ID 2).

No **Anexo 1**, encontra-se a lista das espécies utilizadas nessas iniciativas, classificadas de acordo com seu uso em diferentes macro-habitats, sejam inundáveis, sejam não inundáveis.

1) Identificação de espécies tolerantes a inundações para a restauração de áreas úmidas no Pantanal

A identificação de espécies vegetais tolerantes à inundação é fundamental para o sucesso da restauração de macro-habitats inundáveis do Pantanal. A forte in-

fluência do Cerrado na composição florística do Pantanal (Pott et al., 2011) torna necessário entender como diferentes espécies respondem a condições de alagamento. Nesse contexto, Bogarín et al. (2023) conduziram um estudo que investigou a capacidade das espécies do Cerrado e do Pantanal de tolerarem períodos curtos de inundação. Os autores buscaram responder se as espécies localizadas nas bordas propensas à inundação do leito regular do curso d'água nesses biomas desenvolvem estruturas morfológicas especiais e em maior quantidade, para enfrentar o estresse causado pela hipoxia, apresentando maior tolerância a esse fator. O estudo envolveu 13 espécies: *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae), *Cecropia pachystachya* (Urticaceae), *Cedrela odorata* (Meliaceae), *Copaifera langsdorfii* (Fabaceae), *Croton urucurana* (Euphorbiaceae), *Guibourtia chodatiana* (Fabaceae), *Inga laurina* (Fabaceae), *Inga vera* (Fabaceae), *Ormosia arborea* (Fabaceae), *Pterogyne nitens* (Fabaceae), *Tabebuia insignis* (Bignoniaceae), *Triplaris americana* (Polygalaceae) e *Vitex cymosa* (Lamiaceae). Mudanças dessas espécies foram adquiridas em viveiros locais, plantadas em solo em caixas plásticas e mantidas sob as mesmas condições de radiação e temperatura. Para simular alagamentos, o solo foi submerso em 5 cm de água circulante, simulando o fluxo de inundação nas margens dos rios. O experimento incluiu 56 dias de inundação, seguidos por 56 dias de recuperação pós-inundação.

Os resultados mostraram que as espécies que desenvolvem estruturas morfológicas especiais durante o período de inundação não são necessariamente as mais tolerantes à hipoxia, já que todas as espécies sobreviveram e cresceram. Algumas espécies desenvolveram estruturas morfológicas para se adaptar melhor ao período de estresse, como *Inga vera*, *Croton urucurana* e *Cecropia pachystachya*. *Tabebuia insignis* apresentou uma redução na massa radicular, e *Inga vera* mostrou uma redução na altura e no diâmetro, mas ambas sobreviveram aos dois meses de estresse por inundação. Esses resultados surpreenderam, considerando que *T. insignis* é comum em ambientes úmidos do Cerrado e de várzea na Amazônia e Mata Atlântica, e *I. vera* é abundante em florestas ripárias alagadas, demonstrando a ampla distribuição e resiliência dessas espécies também no Pantanal.

Estudos de Nunes da Cunha & Junk (2004) investigaram a dinâmica de *Vochysia divergens* (cambará), uma espécie que se expande em áreas de pastagens e outros habitats durante ciclos prolongados de alta pluviosidade, mas que apresenta retração em períodos de seca, especialmente após incêndios. Essa dinâmica destaca a importância de selecionar espécies com tolerância tanto a inundações quanto a eventos de estresse, como o fogo. Visando ampliar o conhecimento sobre o desenvolvimento de mudas em condições de inundação, o Instituto Gaia (ID 3) está conduzindo experimentos com espécies como *Trichilia catigua*, *Inga vera*, *Mouriri guianensis* e *Garcinia brasiliensis*, que estão atualmente em fase de avaliação. Além disso, a Fapec (ID 6) realizou experimentos para entender o estado de conservação, propagação e cultivo

de espécies arbóreas como o Pau-Santo (*Gonopterodendron sarmientoi*) e o Cedro (*Cedrela fissilis*), de interesse indígena. Esses experimentos indicaram que a sementeira dessas espécies deve ser realizada em áreas não alagáveis e protegidas por aceiros, para o desenvolvimento das plantas.

Por outro lado, o diagnóstico da Iniciativa AquaREla, na RPPN Sesc Pantanal (Mupan ID 1), resultou na classificação das espécies em três grupos, com base em sua distribuição no gradiente de inundação (Figura 10): (1) espécies altamente tolerantes a macro-habitats inundáveis; (2), espécies de ampla amplitude ecológica, capazes de suportar diferentes níveis de inundação; e (3) espécies menos tolerantes à inundação, adaptadas a macro-habitats não inundáveis / terrestres. Esse conhecimento é essencial para orientar a seleção de espécies em projetos de restauração, maximizando o sucesso das iniciativas de restauração em condições fitogeográficas semelhantes no Pantanal.

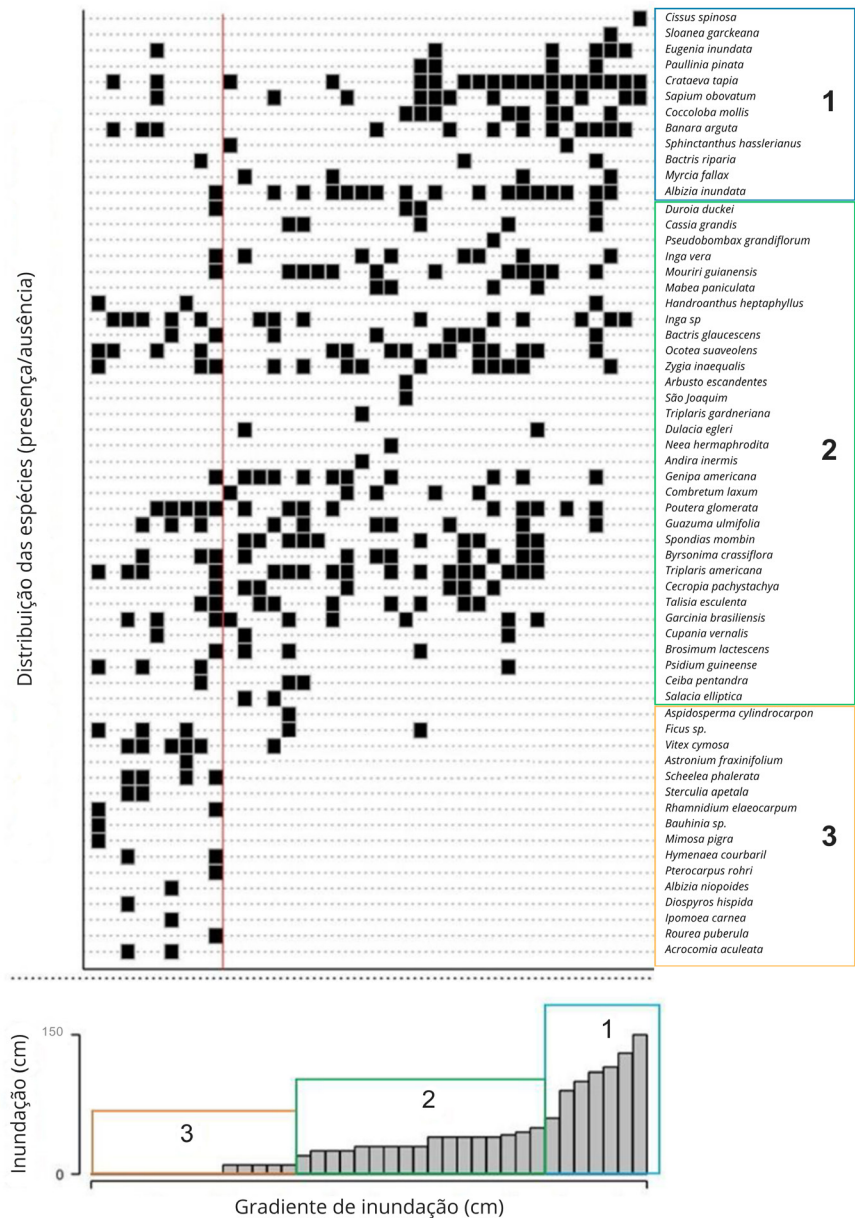


Figura 10. Distribuição das espécies de plantas no gradiente de inundação, onde: Grupo 1, espécies tolerantes a alta inundação (adaptadas a macro-habitats inundáveis); Grupo 2, espécies de larga amplitude ecológica a inundação; e Grupo 3, espécies menos tolerantes a inundação (adaptadas a macro-habitats não inundáveis / terrestres).

Fonte: Projeto Mupan RPPN Sesc Pantanal e Programa Corredor Azul (Iniciativa AquaREla Pantanal)

2) Manejo Integrado do Fogo

Além dos critérios abióticos apresentados para a seleção de espécies na restauração do Pantanal, a iniciativa da Fapec (ID 6) trouxe uma importante contribuição ao avaliar a resposta das espécies ao manejo do fogo. O estudo revelou que a semeadura direta de *Cedrela fissilis* (Cedro) em áreas não alagáveis precisa ser acompanhada de proteção por aceiros para evitar danos causados pelo fogo. No entanto, quando essas áreas estão integradas ao Manejo Integrado do Fogo (MIF), o uso controlado do fogo pode, na verdade, favorecer a germinação das sementes, criando condições favoráveis para o estabelecimento da espécie. Esse resultado destaca a importância do MIF para a restauração ecológica, especialmente quando são consideradas as necessidades específicas de espécies para a regeneração.

Além disso, diversas iniciativas, como as da Mupan (ID 1), da Funatura (ID 2), do Instituto Gaia (ID 3), da Fundação Neotrópica do Brasil (ID 5), da Ecoa (ID 7) e do Instituto Homem Pantaneiro (ID 9), integraram o Manejo Integrado do Fogo (MIF) em suas ações de prevenção e mitigação de incêndios florestais. O MIF contribui para reduzir a intensidade e a frequência de incêndios descontrolados, especialmente em áreas sensíveis ao fogo. A implementação do MIF se baseia em um ciclo contínuo de planejamento, execução, monitoramento e avaliação, assegurando que as intervenções sejam adaptadas às necessidades ecológicas locais, respeitando as singularidades dos macro-habitats pantaneiros.

3) Características ecológicas: interações, grupos funcionais e zonas de plantio Interações ecológicas

As interações incluem a dispersão de sementes por aves e mamíferos em macro-habitats não inundáveis e, adicionalmente, peixes dispersores de sementes em macro-habitats inundáveis. Espécies produtoras de sementes, frutos carnosos ou frutos de palmeiras, geralmente são priorizadas para as áreas mais altas ou não inundáveis, por serem preferidas pela fauna local. Essa abordagem busca incrementar os recursos disponíveis ao longo de diferentes períodos do ano.

Grupos funcionais

Nunes da Cunha et al. (2021) apresentam informações relevantes para a restauração ecológica, com a caracterização de grupos de plantas destinadas a esse fim. Esses grupos estão organizados em duas categorias principais: (i) Grupo de Plantio – subdividido em *recobrimento* e *diversidade*; e (ii) Grupo Ecológico, com classificação segundo as fases sucessionais das espécies – pioneira, pioneira de longa vida e madura –, baseado na densidade da madeira ao longo do gradiente de inundação.

(i) Grupo de Plantio:

i) Grupo de plantio:

- Recobrimento: esse grupo inclui espécies de crescimento rápido que favorecem o fechamento inicial da área restaurada.
- Diversidade: esse grupo é composto por espécies de crescimento lento e estabelecimento a longo prazo, cuja função é assegurar a sustentabilidade do ecossistema. Essas espécies substituem gradualmente as espécies do grupo de recobrimento, à medida que estas entram em senescência. Em longo prazo, as espécies do grupo de diversidade tendem a se estabelecer de maneira mais permanente na área.

ii) Grupo ecológico:

- Esse grupo é classificado segundo as fases sucessionais das espécies – pioneira, pioneira longa vida e madura –, com base em estudos sobre a densidade da madeira ao longo do gradiente de inundação dos macro-habitats pantaneiros (Chave et al., 2009; Arruda et al., 2017). Segundo Worbes (1989), espécies com baixa densidade de madeira são características dos estágios iniciais de sucessão ecológica em áreas úmidas.

Escolha das espécies

Adicionalmente aos critérios apresentados acima, é recomendável que a seleção das espécies também seja baseada em listas já publicadas para o macro-habitat de interesse. Lista de autores como Pott & Pott (2022), Pacheco (2010), Corrêa et al. (2018), Souza (2018) e Araujo et al. (2020) foram a base para a escolha das espécies da Iniciativa AquaREla Pantanal (Mupan ID 1), sendo 62 espécies classificadas conforme suas características ecológicas (Tabela 2).

Tabela 2 – Espécies de plantas encontradas na Floresta Ribeirinha da RPPN Sesc Pantanal, conforme suas características ecológicas (Mupan ID 1)

CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS		ESPÉCIES DE PLANTAS (%)
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS ¹	Interação com a ictiofauna	40%
	Interação com outros grupos faunísticos	71%
GRUPO ECOLÓGICO ²	Pioneira	38%
	Pioneira de vida longa	40%
	Madura	22%
	Total	100%

¹ Corrêa et al., 2015, 2016, 2018; Araujo et al., 2020 e ampla literatura consultada para as interações com os outros grupos faunísticos.

² Chave et al., 2009; Arruda et al., 2017.

Zonas de plantio

Em ecossistemas como o Pantanal, caracterizados por variações ambientais extremas, a abordagem baseada em zonas de plantio é uma estratégia eficaz para a restauração ecológica. Essa abordagem leva em consideração tanto os fatores abióticos quanto às condições ecológicas locais, facilitando o estabelecimento das espécies e aumentando as chances de sucesso na recuperação de ecossistemas degradados. Para zonas de inundação sazonal, é essencial priorizar espécies tolerantes ao alagamento, como as da floresta ciliar, enquanto para áreas mais elevadas e secas, espécies menos tolerantes são mais adequadas.

A Iniciativa AquaREla Pantanal (Mupan ID 1) exemplifica o uso prático de zonas de plantio na região. Nessa iniciativa, as espécies foram selecionadas com base nos níveis de inundação, dando prioridade às plantas cujos frutos são atrativos para peixes, aves e mamíferos, além de fornecerem refúgio para animais de grande porte. Para áreas mais altas, ou não inundáveis, optou-se por espécies que produzem sementes e frutos carnosos. Desse modo, as áreas de restauração foram divididas em faixas, seguindo o gradiente de inundação, com geração de mapa e indicação de lista de espécies a serem plantadas em cada faixa (Figura 11).

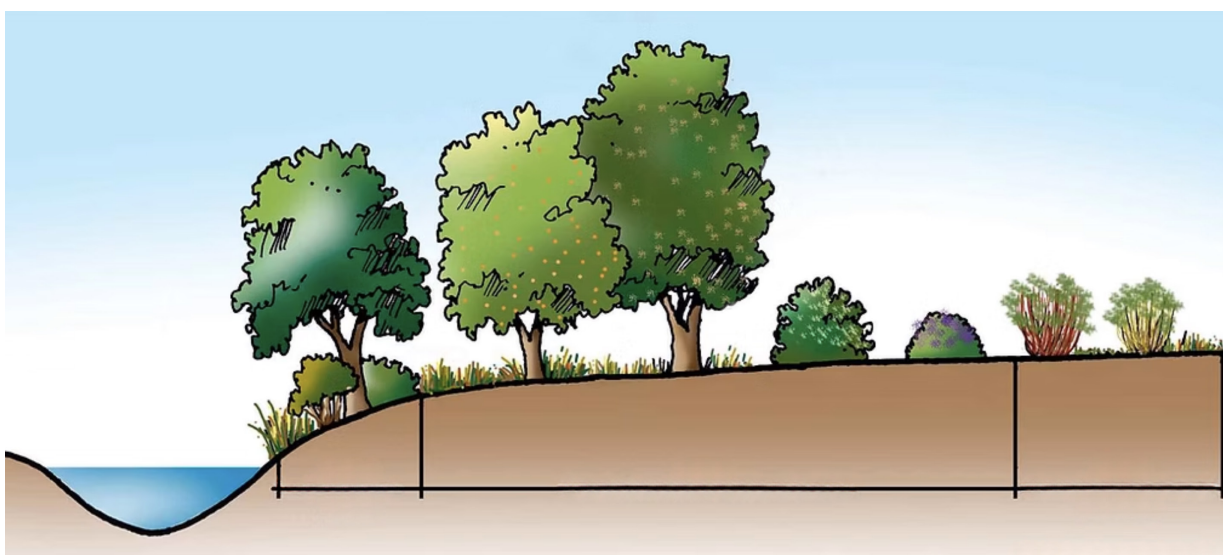


Figura 11. Representação esquemática da zona de plantio

4.3.3. Métodos de restauração

A restauração ecológica é essencial para recuperar ecossistemas degradados ou alterados, criando condições para o restabelecimento da biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, dois métodos principais são amplamente empregados: a restauração passiva e a ativa. Ambos os métodos têm um conjunto de técnicas e objetivos específicos, ajustados conforme as condições locais e os resultados esperados do projeto de restauração.

A restauração passiva, que inclui práticas como a regeneração natural e a nucleação, aproveita os processos ecológicos naturais para promover a recuperação. Essa abordagem costuma ser mais econômica e sustentável a longo prazo. Em contrapartida, a restauração ativa envolve intervenções diretas, com o objetivo de acelerar a recuperação de áreas severamente degradadas ou estabelecer espécies e comunidades específicas. Técnicas como o plantio de mudas e o transplante são particularmente úteis quando o banco de sementes nativo foi perdido ou o solo apresenta degradação intensiva.

Entre as técnicas de restauração ativa, o plantio de mudas é frequentemente utilizado em áreas com regeneração natural insuficiente. Rodrigues et al. (2009) destacam o plantio de mudas como uma ferramenta essencial para acelerar o processo sucessional, possibilitando a reintrodução de espécies nativas que favorecem o equilíbrio ecológico. Outra técnica reconhecida é a semeadura direta, defendida por Durigan & Engel (2010), que, além de ser mais econômica, é altamente eficiente, especialmente em áreas extensas. Nesse método, as sementes são dispersas diretamente no solo, promovendo a recuperação da vegetação nativa e uma maior diversidade de espécies.

Nos projetos de restauração bem-sucedidos, a combinação de abordagens ativas e passivas é comum. Enquanto os métodos ativos estabilizam e reabilitam áreas mais degradadas, as áreas menos impactadas podem se regenerar naturalmente. Essa estratégia integrada permite uma alocação mais eficiente dos recursos e otimiza os resultados.

A definição das técnicas de restauração deve ser baseada em estudos e normas de referência, como os trabalhos de Palmintier e Appleton (1996), Shafroth et al. (2008), Rodrigues et al. (2009a), Peters & Clarkson (2012), além de diretrizes institucionais e regulamentações, como o ICMBio (2014), a Resolução SMA nº 32/2014 de São Paulo, o Decreto Estadual nº 1.253/2017, de Mato Grosso, e as recomendações de Timotheo et al. (2016). Esses recursos fornecem uma base sólida para escolher técnicas que atendam às necessidades específicas de áreas úmidas, focando em sua viabilidade prática e na maximização da eficiência ecológica.

Em resumo, a escolha das técnicas de restauração depende da extensão da degradação, dos recursos disponíveis e dos objetivos do projeto. A combinação de intervenções ativas e passivas possibilita o desenvolvimento de soluções eficazes e sustentáveis para a recuperação dos ecossistemas, promovendo sua resiliência e funcionalidade a longo prazo. A seguir, serão discutidos os principais métodos de restauração passiva e ativa, conforme identificados na literatura e nos projetos avaliados de restauração de macro-habitats pantaneiros, os quais, de forma unânime, adotaram abordagens combinadas.



Carandazal é a formação com predominância da palmeira carandá (*Copernicia alba*), comumente encontrada no Pantanal sul-mato-grossense.
Foto: José Sabino.

1) Restauração passiva: regeneração natural

A restauração passiva depende da capacidade regenerativa natural de um ecossistema. Essa abordagem é baseada no pressuposto de que, uma vez que os principais fatores de estresse ou perturbações sejam removidos, como espécies invasoras ou atividades antrópicas, os ecossistemas têm uma capacidade inerente de recuperar suas funções ao longo do tempo. A restauração passiva é frequentemente menos dispendiosa do que os métodos ativos e pode ser particularmente eficaz em áreas que mantiveram algum nível de integridade ecológica.

Chazdon (2014) destaca o potencial da regeneração natural em florestas tropicais, observando como a remoção de estressores, como pastagens, fogo ou espécies invasoras, pode permitir a recuperação dos ecossistemas. No Cerrado, Durigan & Ratter (2016) mostram que a remoção de pressões como o fogo e o pastoreio pode permitir a regeneração espontânea, sendo uma técnica eficaz em áreas com baixa degradação. Esse processo é viável em paisagens florestais degradadas, desde que haja remanescentes de vegetação nativa e um banco de sementes viável (Lamb et al., 2005; Chazdon & Guariguata, 2016). Holl & Aide (2011) analisam as situações em que a restauração passiva pode superar as intervenções ativas, apontando a sucessão ecológica e a remoção de perturbações como fatores-chave. Em situações sub-ótimas, a condução da regeneração natural pode aumentar a taxa de recobrimento e a diversidade de espécies nativas, os grupos sucessionais, funcionais e as formas de crescimento (Jakovac et al., 2014; Rezende & Vieira, 2019). Além disso, Reid et al. (2015) discutem os desafios da dispersão de se-

mentes em áreas restauradas, reforçando o papel fundamental dos bancos de sementes na recuperação de ecossistemas degradados. Nesse contexto, a regeneração natural, especialmente quando combinada com a remoção de estressores, como o controle de espécies exóticas e manejo adaptativo do fogo (regeneração natural assistida), pode se configurar como uma estratégia viável. Essa abordagem permite que os processos ecológicos naturais promovam o retorno gradual das funções ecológicas e da biodiversidade ao longo do tempo (Suganuma & Durigan, 2015).

No contexto do Pantanal, os cerrados, especialmente o “Cerradão”, foram majoritariamente desmatados nas regiões leste e noroeste para o cultivo de *Urochloa* spp. (capim braquiária), uma espécie nativa do continente Africano e invasora agressiva. Pastagens mal manejadas ou abandonadas passam por regeneração, com sucessão secundária, principalmente por meio do rebrote das partes subterrâneas persistentes das plantas, como *Annona* spp. e *Copaifera martii*. Espécies arbóreas e arbustivas do Cerrado têm mais sucesso em competir com gramíneas exóticas do que as espécies florestais. Em áreas altas, o Cerrado se regenerou em uma área de exclusão de gado após 20 anos, com as árvores remanescentes funcionando como núcleos de restauração. Muitas das espécies nativas, conhecidas como ervas daninhas de pastagem, são excelentes para regeneração tanto em áreas de floresta quanto de campos e savanas. Por exemplo, em áreas desmatadas da Mata Atlântica em Mato Grosso do Sul, algumas das principais plantas pioneiras lenhosas são *Croton floribundus*, espécies de Lauraceae e Myrtaceae, *Peltophorum dubium*, *Senegalia* spp., *Sparattanthelium leucanthum*, *Tabernaemontana catharinensis* e *Trema micrantha*. Algumas espécies pioneiras de florestas secas em solos calcários são *Astronium urundeuva*, *Cenostigma pluviosum* e *Vachellia farnesiana*.

Embora haja pouca informação sobre a regeneração nas áreas úmidas do Chaco, no sudoeste de Mato Grosso do Sul, a recuperação densa ocorre principalmente a partir do banco de sementes, com destaque para leguminosas como *Mimosa* spp., *Muelleria nudiflora*, *Parkinsonia praecox*, *Prosopis ruscifolia* e *Vachellia* spp. e *Schinopsis balansae* (Garcia et al. 2021). Em áreas abandonadas de 18 a 30 anos, na sub-região da Nhecolândia, a regeneração passiva foi avaliada, comparando áreas desmatadas com remanescentes nativos (Cardoso et al., 2017). Após o desmatamento por corte raso e uso de fogo para cultivo (principalmente mandioca), o solo nu foi colonizado por ervas e arbustos exóticos, seguidos de árvores nativas. A maioria dessas espécies da regeneração natural também ocorrem nos remanescentes de vegetação nativa (Cardoso et al. 2017), mas seu valor de importância parece diminuir com o tempo, conforme observado por Garcia et al. (2021).

O nível de fertilidade do solo nas áreas regeneradas foi semelhante ao dos remanescentes nativos, exceto por um menor estoque de carbono em uma

área de 28 anos. No entanto, apenas a área com 30 anos de regeneração atingiu os níveis dos sítios de referência, com uma vegetação e riqueza de espécies (29 espécies) próximas aos locais naturais (31 espécies). A regeneração da área de 28 anos teve apenas 15 espécies, comparadas às 23 espécies nos locais naturais. A composição florística diferiu, já que a floresta regenerada ainda continha espécies pioneiras como *Albizia niopoides*, *Cecropia pachystachya*, *Cordia glabrata*, *Guazuma ulmifolia* e *Tabebuia aurea*. A espécie mais abundante foi a palmeira *Sheelea phalerata*, especialmente na área de 18 anos, onde muitas plantas jovens ainda não apresentavam caule, com folhas brotando da parte subterrânea do caule, assim como do hipocótilo enterrado (Cardoso et al., 2017).

De acordo com Garcia et al. (2021), *S. phalerata* é uma das melhores espécies para restauração florestal no Pantanal. Nas áreas não alagadas, a regeneração passiva mostrou-se eficiente em locais de alta resiliência, com espécies pioneiras como *Albizia niopoides* e *Guazuma ulmifolia* desempenhando papel essencial na recuperação inicial. No entanto, em áreas degradadas de baixa resiliência, intervenções ativas continuam indispensáveis. Em geral, embora seja possível a regeneração natural restaurar vegetação e estrutura do solo, o tempo necessário para atingir níveis semelhantes aos de áreas nativas é maior do que os marcos legais de 20 anos, sendo mais lento que os plantios tradicionais, o que reforça a necessidade de intervenções ativas em áreas mais degradadas, com menor resiliência.

As iniciativas que adotaram a regeneração natural foram as da Mupan (IDs 1 e 8), da Funatura (ID 2), do Instituto Gaia (ID 3), da Fundação Neotrópica do Brasil (ID 5), da Fapec (ID 6), da Ecoa (ID 7) e do Instituto Homem Pantaneiro (ID 9), aplicadas em áreas com presença de vegetação nativa nas proximidades e regenerantes dentro das áreas degradadas. Uma medida direta do potencial de regeneração natural, proposta em alguns estudos, é a quantidade de plântulas (acima de 50 cm) por hectare na área a ser restaurada, considerando como indicador uma densidade superior a 3.000 plântulas/ha e a ausência de barreiras à restauração, como gramíneas exóticas (Branca-lion et al., 2015; Galvão & Porfírio-Da-Silva, 2005). Quando há regenerantes suficientes, mas com barreiras ao seu crescimento, pode-se recorrer a estratégias de manejo para promover a regeneração natural e isolar os fatores de degradação.

2) Restauração via nucleação

A técnica de nucleação tem sido amplamente discutida como uma abordagem eficiente de restauração passiva, especialmente em áreas degradadas de grandes proporções. Trata-se de uma técnica que cria pequenos “núcleos”

de vegetação em locais estratégicos, que funcionam como pontos de partida para a regeneração natural. Esses núcleos se expandem ao longo do tempo, ajudados pela dispersão de sementes e pela colonização de espécies, impulsionando o processo de sucessão ecológica. Rey-Benayas et al. (2009) foram pioneiros ao detalhar essa estratégia, mostrando como pequenos núcleos podem catalisar a recuperação, promovendo a expansão da vegetação nativa de forma eficiente e econômica.

Pesquisas como as de Zahawi & Augspurger (2006) demonstram que núcleos de árvores e arbustos podem acelerar a sucessão ecológica em paisagens tropicais, enquanto Corbin & Holl (2012) ressaltam sua importância em áreas de alta degradação, facilitando a recuperação da biodiversidade com intervenções mínimas. No Brasil, Suganuma & Durigan (2015) abordam a aplicabilidade do uso de técnicas de nucleação para restaurar áreas de pastagens abandonadas, aproveitando processos naturais, como a dispersão de sementes por aves, e o recrutamento de plântulas, para restaurar a vegetação nativa.

O processo de nucleação emprega diversas técnicas que facilitam a formação de núcleos florestais (Figura 12), como a instalação de poleiros artificiais, que atraem aves dispersoras de sementes, e a criação de pilhas de galhos, que servem como abrigo para a fauna local, promovendo a regeneração. Além disso, a transposição de solo enriquecido com sementes e microrganismos pode acelerar o recrutamento de espécies nativas, enquanto o plantio de espécies facilitadoras, como aquelas que formam serrapilheira, melhora a qualidade do solo, aumentando a retenção de umidade. Essas práticas promovem a formação gradual de novos núcleos de vegetação, estimulando a regeneração natural, a expansão da biodiversidade e o desenvolvimento de ecossistemas mais resilientes. Assim, a nucleação se destaca como uma ferramenta para restaurar ecossistemas degradados, otimizando recursos e focando em processos naturais para facilitar a recuperação ecológica.

Iniciativas como as da Mupan (ID 1), da Funatura (ID 2), do Instituto Gaia (ID 3), da Fundação Neotrópica do Brasil (ID5) e da Ecoa (ID 7) aplicaram técnicas de nucleação. Elas utilizaram poleiros artificiais feitos com postes de madeira ou árvores mortas após incêndios, os quais serviram como pontos de pouso (poleiros) para aves dispersoras de sementes. Nessas áreas, foi realizada capina periódica para controlar gramíneas e lianas que competem com as mudas regenerantes, formando ilhas de vegetação. Além disso, a formação de leiras de galhos secos, dispostas em montes de 3 x 3 metros, criou microambientes que favorecem a germinação e o crescimento de mudas, além de oferecer refúgio para pequenos animais e microbiota do solo, potencializando o sucesso da regeneração natural.



Figura 12. Técnicas de nucleação. Fonte: Árvore, Ser Tecnológico.

Considerando o alto potencial de regeneração de algumas regiões do Pantanal (Pott et al., 2018), a nucleação é uma ferramenta promissora para a restauração ecológica dos macro-habitats pantaneiros. A implantação de núcleos permite o restabelecimento da conectividade ambiental e, consequentemente, do fluxo gênico, promovendo maior estabilidade na dinâmica dos ecossistemas. No entanto, Garcia et al. (2021) ressaltam que a nucleação funciona em áreas com alto potencial de regeneração natural, enquanto em áreas severamente degradadas, esse processo é lento ou não interconectado, tornando-se improvável restaurar uma paisagem inteira. A formação de núcleos por meio da translocação de solo e de poleiros artificiais possibilita a conexão de áreas degradadas e fragmentos (Garcia et al., 2021). Os poleiros,

em especial, promovem a entrada de sementes distantes, aumentando, assim, a diversidade local. Contudo, ambas as técnicas necessitam de enriquecimento com sementes ou mudas de espécies de sucessão tardia, caso sua chuva de sementes seja limitada ou ausente (Abreu, 2013).

No Pantanal, as áreas abertas naturais são suscetíveis a inundações, onde o recrutamento a partir da chuva de sementes de árvores é bem-sucedido apenas para espécies tolerantes à inundação. Em contrapartida, sementes sensíveis à inundação começam a germinar em anos secos ou em montes de térmitas/formigas, como *Hymenaea stigonocarpa*. É por isso que várias espécies lenhosas colonizam os taludes das estradas. Os núcleos de Anderson fornecem outra técnica de nucleação com bons resultados (Garcia et al., 2021). O plantio de mudas de espécies pioneiras e secundárias em alta densidade (0,5 m de distância umas das outras) permite o estabelecimento de uma cobertura nativa competitiva, que rapidamente suprime as gramíneas exóticas. Além disso, é possível que as espécies estejam florescendo e frutificando em até seis meses, atraindo polinizadores, dispersores e predadores, e restabelecendo processos ecológicos críticos (Fróes, 2015). Duas das espécies de rápido crescimento são *Croton urucurana* e *Trema micrantha*.

Os resultados da translocação de solo e dos poleiros artificiais para as Áreas de Preservação Permanente na microrregião de Dourados, MS (parte alta da planície do Pantanal) mostraram a existência de elementos facilitadores que iniciam o processo sucessional secundário na área degradada. A predominância de plantas regenerantes das fases de sucessão inicial e intermediária, tanto no tratamento de transferência de solo quanto no de poleiros artificiais, caracteriza o potencial da área para continuar sua recomposição, favorecendo a sucessão natural. A partir dos núcleos instalados, espera-se a formação de uma comunidade progressivamente estruturada com a maior diversidade possível, devido ao retorno das interações entre produtores, consumidores e decompositores. A eficiência da nucleação para o restabelecimento de processos ecológicos é evidente a partir de vários relatos (Abreu, 2013; Souza, 2013; Pereira et al., 2014; Fróes, 2015). No entanto, Garcia et al. (2021) mencionam alguns pontos críticos que merecem atenção. Embora essas técnicas tenham baixos custos iniciais, o controle de gramíneas exóticas nos núcleos deve ser constante, o que é caro (Pereira et al., 2020). Além disso, a capina deve ser seletiva e não mecanizada, para manter as plantas regenerantes para as futuras conexões entre núcleos. Cortadores e roçadeiras podem danificar a casca das árvores, o que pode gerar mortalidade por doenças ou reduzir a resistência delas ao fogo. O controle de gramíneas também previne incêndios acidentais que podem ser fatais, podendo ser realizado por meio de um Manejo Integrado do Fogo (MIF) (Garcia et al., 2021).

3) Restauração ativa

A restauração ativa envolve intervenções humanas deliberadas para acelerar a recuperação de ecossistemas degradados. Essa abordagem é recomendada em áreas onde o nível de degradação é severo e a regeneração natural seria lenta ou inviável, especialmente quando há a necessidade de restabelecer espécies e comunidades específicas que desempenham funções ecológicas essenciais. A restauração ativa pode incluir o plantio de espécies nativas, controle de espécies invasoras, enriquecimento do solo, e outras técnicas voltadas para restabelecer a biodiversidade e a estrutura do ecossistema de forma mais rápida e direcionada. A implementação pode variar de acordo com os recursos, objetivos, mão de obra e características da área.

O *adensamento* e o *enriquecimento* são abordagens frequentemente usadas dentro de estratégias de restauração ativa, especialmente em ambientes que requerem intervenção para acelerar a recuperação da biodiversidade e dos processos ecológicos. No Pantanal, é recomendável que o plantio de espécies, visando aumentar a diversidade florística, atenda ao gradiente de inundação, com espécies para a ictiofauna nas áreas inundáveis e para animais terrestres nas áreas não inundáveis, com espaçamento de 2 x 2 metros a 3 x 3 metros entre mudas, dependendo dos espaçamentos observados nas áreas modelos (pouco alteradas) mais próximas. Essas práticas podem ser incorporadas em diferentes métodos de restauração, como o plantio de mudas e a semeadura direta, mas têm um foco específico em promover maior diversidade e densidade de espécies, contribuindo para a estruturação do ecossistema de maneira mais eficiente.

A iniciativa da Fapec (ID 6) tem um projeto-piloto de enriquecimento ecológico em andamento, testando diferentes abordagens para avaliar seu sucesso em termos de tamanho das mudas, tempo de produção e métodos de plantio. Entre as estratégias investigadas, estão a semeadura direta, o plantio de mudas, o transplante imediato de mudas coletadas sob a planta-mãe e o transplante de mudas previamente aclimatadas em viveiro. O objetivo é identificar a abordagem mais vantajosa para otimizar os resultados da restauração em termos de crescimento, custos e logística, em relação às condições locais.

Restauração ativa via plantio de mudas

O plantio de mudas é uma das técnicas mais comuns na restauração ativa de ecossistemas degradados. Essa prática envolve o cultivo de plantas nativas em viveiros, seguido do transplante para a área de restauração. Essa técnica é particularmente eficaz em locais onde o solo sofreu degradação severa ou onde o banco de sementes nativo foi perdido. Ao selecionar uma diversidade de espécies para o plantio, cria-se uma comunidade inicial que facilita os pro-

cessos ecológicos subsequentes e contribui para o restabelecimento da biodiversidade, promovendo a resiliência e funcionalidade do ecossistema (Clewell & Aronson, 2006). Iniciativas como as da Mupan (ID 1), da Funatura (ID 2), da Ecoa (ID 7), da Fundação Neotrópica do Brasil (ID 5), do Instituto Homem Pantaneiro (ID 9) e do Instituto Gaia (ID 3) realizaram plantios utilizando mudas.

Restauração ativa via semeadura direta

A semeadura direta é amplamente utilizada na restauração de áreas degradadas devido à sua praticidade, aos baixos custos e à rápida implantação das plantas em comparação ao plantio de mudas (Cole et al., 2010; Ceccon et al., 2016). Esse método consiste em plantar sementes diretamente no solo da área a ser restaurada, utilizando-se de semeadura manual ou mecanizada (Bello, 2023). As mudas aqui são formadas diretamente na área de destino.

Uma das principais vantagens da semeadura direta é a dispensa de mudas cultivadas em viveiros, sendo uma opção eficiente para grandes extensões de terra, especialmente quando há boa disponibilidade de sementes nativas. O fácil acesso a grandes volumes de sementes contribui para a redução de custos, tornando essa técnica economicamente viável. Para aumentar a taxa de germinação, as sementes coletadas localmente podem passar por tratamentos pré-germinativos, como escarificação ou estratificação, antes de serem lançadas na área de restauração, seja manualmente, seja com auxílio de maquinário.

Um estudo conduzido na região de Cáceres, MT, apontou que a semeadura direta, especialmente quando realizada em covas e combinada com a transposição de serapilheira, é um método eficiente para o estabelecimento de Manduvi (*Sterculia apetala*) (Aniceto et al., 2021). A iniciativa do Instituto Gaia (ID 3) realizou semeadura direta de Abobreiro (*Erythrina fusca*). No entanto, a semeadura direta apresenta algumas desvantagens, como taxas de germinação mais baixas, baixa viabilidade das sementes e alta mortalidade das plantas na fase inicial (Ceccon et al., 2016; Rego & Urbanetz, 2017). As sementes ficam expostas às condições ambientais adversas e à predação, o que pode resultar em grandes perdas de material e insucesso na técnica.

Garcia et al. (2021) resumem um experimento de semeadura direta, realizado em uma área cercada para excluir o gado, na sub-região do Pantanal de Nhecolândia (Rego & Urbanetz, 2017), em uma área considerada de alta resiliência (Garcia et al., 2021). Antes da semeadura, formigas-cortadeiras foram controladas e gramíneas exóticas foram cortadas mecanicamente. As sementes de dez espécies nativas de árvores foram semeadas manualmente, com as diversas espécies espaçadas a distâncias de 3 m x 0,5 m: *Anadenanthera colubrina*, *Aspidosperma australe*, *Astronium fraxinifolium*, *Dipteryx alata*, *Hymenaea courbaril*, *H. stigonocarpa*, *Magonia pubescens*, *Astronium urundeuva*, *Sterculia*

apetala e *Vitex cymosa*, com cerca de 80% de germinação em testes de laboratório. No entanto, as gramíneas rebrotaram, e o estabelecimento das plantas após 16 meses de semeadura foi muito baixo, com apenas cerca de 1 planta/ha de apenas três espécies. *Sterculia apetala* foi a mais alta (2-3 m) em comparação com 1,3 m de *Dipteryx alata* e *Vitex cymosa*, provavelmente porque apresentam sementes maiores e a fase de plântula é crítica (Rego & Urbanetz, 2017). A conclusão é que a semeadura direta sem um controle adicional das gramíneas exóticas não é eficiente em áreas com baixa resiliência no Pantanal (Rego & Urbanetz, 2017). Portanto, essa técnica pode ser interessante apenas em áreas com alta resiliência, onde não ocorram espécies invasoras, especialmente gramíneas exóticas. Alternativamente, futuros estudos podem avaliar se essa técnica, combinada com remoção do solo, fogo e aplicação localizada de herbicidas, pode ser utilizada em áreas campestres invadidas por gramíneas exóticas. Para ecossistemas de Cerrado, essa parece ser a melhor forma de recuperar áreas de campo e savana com invasoras (Assis et al., 2021)

Restauração ativa via semeadura direta – muvuca (mistura de sementes)

A muvuca é uma técnica de semeadura direta ancestral de origem indígena, a qual consiste em uma mistura diversificada de sementes de espécies nativas, abrangendo diferentes estágios sucessionais, para promover a criação de um ecossistema variado ao longo do tempo (Albuquerque, 2022). Por seu excelente custo-benefício, é uma estratégia recomendada para grandes áreas, permitindo a reintrodução simultânea de diversas espécies, o que favorece a biodiversidade inicial e melhora a resiliência do ecossistema. Sementes de árvores, arbustos e gramíneas são coletadas e, em alguns casos, podem incluir espécies de ciclo de vida curto e de rápido crescimento de plantas não nativas que não sejam invasoras, a fim de promover uma rápida cobertura vegetal e melhorias como a fixação de nitrogênio no solo (ISA, s/a).

A aplicação da muvuca pode ser feita manualmente ou com maquinário, seja sobre toda a área de restauração, seja em núcleos específicos. As espécies mais adaptadas germinam e estabelecem uma comunidade ecológica que evolui em sucessão (Albuquerque, 2022). As principais referências para essa prática incluem o [“Guia da Muvuca”](#) e as orientações para o Pantanal, disponíveis na série [“Tecnologias para a Agricultura Familiar”](#) da Embrapa, levando em conta também os ambientes savânicos. Contudo, ainda há lacunas no conhecimento sobre a resposta das sementes ao pulso de inundação típico do Pantanal. Quantas e quais sementes são adequadas para áreas alagáveis ou quais seriam perdidas sob alagamento ainda são perguntas a serem respondidas. Sabe-se da existência de espécies sensíveis à inundação, como *Copaifera langsdorffii* (copaíba, pau-de-óleo) e *Qualea grandiflora* (pau-terra),

cuja sementes perdem totalmente a viabilidade em alagamentos de curta duração e intensidade (~30 dias) (Oliveira et al., 2019), mas o enorme conjunto de espécies de plantas do Pantanal carece de testes.

O aspecto desafiador é a sua dependência de uma grande quantidade e variedade de sementes, bem como a sua susceptibilidade às condições climáticas e hidrológicas, determinantes das germinações. Além disso, em muitos casos, não se dispensa o controle inicial de invasoras para garantir o estabelecimento das nativas. Contudo, segue como alternativa promissora tanto para a restauração da biodiversidade quanto para a resiliência econômica e social de comunidades tradicionais e/ou de pequenos produtores rurais (Redário, 2024). A iniciativa da Fundação Neotrópica do Brasil (ID 5) utilizou essa técnica na Aldeia Kay’Koe, bem como a iniciativa da Mupan (ID 8), como melhor custo-benefício para o plantio do adubo verde na Terra Indígena Kadiwéu.

Restauração ativa via mudas cultivadas em viveiros a partir de sementes

Esse método é um dos mais comuns para provimento de material biológico para restauração ecológica, em que as mudas são produzidas em condições controladas antes de serem transplantadas para a área de restauração. As sementes são coletadas e germinadas em viveiros ou estufas, com as mudas crescendo em ambientes adequados, geralmente com condições ótimas de água, solo e nutrientes. Para manter constante o fluxo de produção em um viveiro, é necessário saber quando coletar sementes ou diásporos de cada espécie ao ano. A Embrapa Pantanal disponibiliza um [calendário](#) sobre o período de coleta de sementes e frutos de 151 espécies nativas recomendadas para a recomposição ambiental no Pantanal.

Após atingirem um tamanho adequado, variável de espécie para espécie, as mudas são aclimatadas ao ambiente externo, com reduções progressivas de sombreamento e disponibilidade de água, para então serem transplantadas no local de restauração (Brancalion et al., 2015). A aclimação, se não feita adequadamente, pode levar a grande mortalidade de mudas, pelo contraste de condições entre o viveiro e o campo de plantio.

Mudas para restauração ecológica - viveiro na comunidade de Capão de Angico (Poconé, MT).
Acervo: AquaREla Pantanal



Comparado à semeadura direta, o uso de mudas de viveiro em áreas sob restauração apresenta maiores taxas de sobrevivência, pois as mudas podem ser cultivadas até um tamanho robusto, e serem, em seguida, aclimatadas, para reduzir sua vulnerabilidade a herbívoros e condições adversas (Grossnickle & Ivetic, 2017). No entanto, aí está embutido um custo significativamente maior, pois exige espaço e estrutura adequada, água, fertilizantes e mão de obra capacitada.

Apesar das desvantagens associadas sobretudo aos custos, a produção de mudas em viveiro configura alternativa ímpar, com benefícios no âmbito social e econômico, além do ambiental. A “Rede de Mudanças e Sementes Pantaneiras – Aquarela Pantanal”, levada a termo por uma soma de esforços entre o Polo Socioambiental SESC Pantanal, a OSCIP Mupan, entidades de pesquisa e financiamento do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), trouxe, através do estabelecimento de viveiros comunitários, restauração às florestas alagáveis queimadas no grande incêndio de 2020, na região de Barão de Melgaço,

MT, ao passo que fortaleceu e complementou a renda de comunidades rurais tradicionais (Mupan ID 1). Além dessa iniciativa, o Instituto Homem Pantaneiro (ID 9) também implantou um viveiro local na RPPN Acurizal e teve como apoio um viveiro parceiro no Refúgio Ecológico Rio da Prata. Na Terra Indígena Kadiwéu também está em fase de implantação um viveiro, além dos já existentes na região. As iniciativas da Funatura (ID 2) e do Instituto Gaia (ID 3) realizaram plantios utilizando mudas provenientes de viveiros locais. O uso de mudas cultivadas em viveiros locais não apenas facilita a adaptação das espécies ao ambiente, devido às condições edafoclimáticas semelhantes, mas também fortalece a economia local e promove o engajamento comunitário na restauração ecológica.

Chegada de mudas de barco para recuperação de área na RPPN Sesc Pantanal.
Acervo: Funatura.



Restauração ativa por transplante de mudas da vegetação natural

No Brasil, a baixa diversidade de mudas em viveiros locais é uma das dificuldades enfrentadas pela restauração ativa (Viani et al., 2012; Calegari et al., 2011; Pott et al., 2018). Isso tem reduzido significativamente as possibilidades de restaurar a diversidade biológica e genética de áreas degradadas por projetos de restauração. Além disso, o transporte de mudas ou o cultivo em locais remotos é custoso. Barreiras impostas pelos filtros ecológicos carac-

terísticos do Pantanal, como as inundações, atuam como um fator limitante no recrutamento de espécies nativas. Além disso, a herbivoria e a predação também são fatores que interferem no sucesso da restauração. O alto custo de várias técnicas de restauração aplicadas no Brasil tem sido limitante, e novas alternativas mais baratas devem ser desenvolvidas.

Nesse contexto, outro método ativo envolve o transplante de mudas de áreas naturais para o local de restauração, podendo ser uma boa alternativa para o Pantanal, a fim de preservar a diversidade genética local (Pott et al., 2018; Reis et al., 2021). Essa abordagem é frequentemente usada para espécies que são difíceis de propagar em viveiros, ou para aquelas que são particularmente adaptadas a micro-habitats específicos. Esse método exige coleta cuidadosa, para evitar danos às populações-fonte e garantir que os indivíduos transplantados tenham a maior chance de sobrevivência (Palmer et al., 2005).

A técnica de transplante de mudas envolve a remoção parcial das mudas mais abundantes de um ecossistema natural saudável e seu replantio em áreas degradadas (Vidal, 2008; Viani et al., 2012). A transferência pode acontecer de modo direto, da área-fonte diretamente para a área-alvo, ou de modo indireto, com as mudas sendo levadas a viveiro para um estágio de “pegamento” e, depois disso, colocadas na área-alvo (Martins, 2009). Esta última tem sido a técnica mais observada em diferentes contextos de restauração (Calegari et al., 2008; 2011; Reis et al., 2021).

No transplântio, é necessário observar se há semelhança entre as áreas-fonte e alvo. Mudas (as mais abundantes) são então selecionadas de um local doador que apresente condições ambientais similares e tenha a composição de espécies pretendidas na área-alvo. Elas são, então, cuidadosamente extraídas do solo, preservando o torrão de raízes (Calegari et al., 2011), com o mínimo de dano à sua estrutura radicular (Garcia et al., 2021), pois raízes pivotantes rompidas podem levar ao fracasso no estabelecimento das plântulas transplantadas. Plântulas com altura entre 10 e 39 cm devem ser retiradas com cuidado do solo, preferencialmente das áreas mais baixas, que são as mais propensas à inundação, e transferidas para locais mais elevados. Esse procedimento é um fator-chave para a sobrevivência das plantas em ambientes sujeitos a alagamentos (Reis et al., 2021).

Contudo, caso as condições climáticas não sejam as ideais para o plantio, após o resgate das plântulas, elas devem ser transportadas para o viveiro em baldes ou sacos, para evitar murchamento. Lá, as mudas são dispostas em recipientes (geralmente sacos plásticos próprios para viveirismo) contendo substrato e acompanhadas com regas diárias, até que se possa constatar o pegamento da muda. Após algum tempo de crescimento, é recomendável que as mudas sejam aclimatadas, reduzindo gradualmente a irrigação e a exposição ao sol, para só então serem transferidas a campo, para a área-alvo.

O ideal é que o plantio seja realizado cerca de 4 meses antes da inundação; no entanto, é importante também planejar um replantio após esse período, já que a inundação pode causar mortalidade em algumas espécies mais sensíveis (Reis et al., 2021).

Assim como as mudas produzidas a partir de sementes, as oriundas de transplantio promovem cobertura vegetal imediata, o que ajuda a estabilizar o solo (em casos de erosão) mais rapidamente do que seria em semeadura direta (Martins et al., 2009). As plantas transplantadas também trazem consigo pequena amostra do solo do ambiente de origem, podendo conter ali a microbiota de rizosfera, assim levando à área-alvo algumas das relações ecológicas do ambiente original. Soma-se às vantagens a preservação dos genótipos locais (Reis et al., 2021).

O estudo de Reis et al. (2021) na Base de Estudos do Pantanal, localizada na margem do rio Miranda em Corumbá, MS, explorou a técnica de transplante de mudas para restaurar uma Área de Preservação Permanente (APP) desmatada, atendendo à solicitação do Instituto do Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (Imasul). As mudas foram coletadas naturalmente na floresta ripária alagada adjacente e pertenciam a quatro espécies pioneiras atrativas para aves, todas zoocóricas: *Inga vera*, *Scheelea phalerata*, *Ocotea diospyrifolia* e *Psychotria carthagenensis*. Os autores testaram se a técnica de transplantar mudas com proteção contra herbivoria era viável em relação a custos, crescimento e sobrevivência. O experimento avaliou variáveis de crescimento e sobrevivência, incluindo altura, diâmetro e número de folhas, além do efeito de diferentes classes de tamanho de mudas (pequenas de 10–39 cm e grandes de 40–69 cm) e níveis de inundação – baixa (<50 cm) e alta (>50 cm) – sobre seu sucesso. Adicionalmente, a herbivoria de artrópodes e mamíferos foi suprimida com gaiolas de exclusão com proteção metálica.

Inicialmente, as mudas foram plantadas durante a estação seca e irrigadas nos primeiros dias, apresentando 70% de sobrevivência no primeiro mês. Após seis meses de inundação, a sobrevivência caiu para 20%, mas espécies como *Inga vera* e *Psychotria carthagenensis* mostraram taxas superiores a 70%, com melhores resultados observados em mudas menores, além do aumento do rebrote em 12% para a maioria das espécies (Garcia et al., 2021). A proteção contra herbivoria de mamíferos, utilizando gaiolas de arame, foi eficaz, resultando em um maior número de folhas, ainda que menores, nas mudas protegidas. Esse manejo com gaiolas também favoreceu a colonização de fauna no microhabitat, como aranhas teceadeiras, indicando uma função multifuncional desses abrigos (Borges et al., 2020). Nesse sentido, a sobrevivência das plântulas é significativamente maior quando são protegidas contra herbívoros com gaiolas de exclusão e transferidas de áreas com hidroperíodos mais longos para locais com hidroperíodos mais curtos. Em termos de custo-benefício, a



Muda de Aroeira (*Astronium urundeuva*) dentro de um abrigo anti-herbivoria, utilizado para proteger a planta contra danos de animais herbívoros e favorecer o estabelecimento inicial. Acervo: ECOA – Ecologia e Ação

técnica de transplante com proteção contra herbivoria foi 61% mais barata que outros métodos tradicionais de plantio na região, segundo comparações com valores locais (Antoniuzzi et al., 2016). O uso de abrigos anti-herbivoria foi utilizado na iniciativa Ecoa (ID 7).

A viabilidade econômica, combinada com o sucesso na sobrevivência inicial, torna o transplante de mudas uma alternativa promissora para a restauração de áreas no Pantanal, especialmente em locais sujeitos a alagamentos e pressão de herbivoria. As iniciativas realizadas pela Mupan (ID 1), pela Funatura (ID 2), pelo Instituto Gaia (ID 3), pela Fundação Neotrópica do Brasil (ID 5) e pelo Instituto Homem Pantaneiro (ID 9) aplicaram o transplante de mudas e observaram que mudas maiores (acima de 40 cm) apresentaram melhores taxas de sobrevivência após períodos de alagamento, em comparação com mudas de menor porte. Isso evidencia a importância de utilizar mudas com maior porte, pois sua estrutura mais robusta e seu sistema radicular desenvolvido conferem maior resistência às condições adversas e melhor adaptação em ambientes sujeitos a inundações.

Embora marcado por muitas vantagens, o transplantio de mudas não pode ser tomado como solução de ampla aplicação, particularmente no Pantanal. Franco (2023) testou a técnica com plantas de ambientes florestais alagáveis no norte do Pantanal, com vistas à restauração de áreas queimadas na RPPN Sesc Pantanal no grande incêndio de 2020. Seu trabalho mostra que aproximadamente 36% das mudas retiradas do ambiente doador sobreviveram em viveiro, estando tal sobrevivência fortemente associada à espécie. Por exemplo, *Guazuma ulmifolia* teve sobrevivência próxima de 100%, enquanto *Mouriri guianensis* teve mortalidade próxima desse valor.

Além disso, o trabalho revelou que boa parte das mudas coletadas é, na verdade, constituída por clones de um indivíduo de maior porte, o que revela

um banco de plântulas na floresta não tão diverso, em termos genotípicos, quanto se sinaliza na literatura. Em contrapartida, a existência de clones naturais minimiza o risco de perda de diversidade na área doadora. Permanecem como desvantagens a serem tomadas em conta a logística complicada e o trabalho intensivo, além da mortalidade natural do material biológico por conta dos danos causados às raízes no momento da extração. Ainda há espaço para buscar novas alternativas visando reduzir os custos da restauração em larga escala no contexto pantaneiro (Rodrigues et al., 2019).

Restauração ativa via estacas e propagação vegetativa

A propagação vegetativa é uma técnica que utiliza partes da planta, como estacas ou raízes, para cultivar novas mudas, sem a necessidade de sementes. Nesse processo, fragmentos de ramos, caules, raízes ou brotos são retirados de uma planta-mãe, constituindo as estacas. Essas estacas são tratadas com hormônios de enraizamento e plantadas até formarem novas mudas, que depois são transplantadas. Algumas espécies, como *Mimosa caesalpiiniifolia* (Sousa et al., 2024), não demandam tratamento hormonal, havendo aí grande campo de investigação para identificar as espécies do Pantanal vocacionadas para propagação via estacas.

Uma das principais vantagens da propagação vegetativa via estacas é a produção de clones geneticamente idênticos à planta-mãe. Isso permite escolher uma matriz robusta, com características de interesse para a replicação em larga escala. Contudo, moderação nesta técnica é recomendada. Essa uniformidade genética também pode ser uma desvantagem, pois reduz a variabilidade genética, essencial para a resiliência e adaptação das populações a mudanças ambientais. Além disso, a técnica requer conhecimento especializado e estrutura adequada para a preparação e plantio das estacas. No entanto, permite a propagação daquelas espécies difíceis de propagar por sementes ou em anos em que as sementes estão indisponíveis (Fenner & Thompson, 2005; Pott et al., 2022).

No Pantanal, mudas via estacas foram realizadas com sucesso na RPPN Sesc Pantanal usando *Spondias lutea*, Acaiá (Mupan ID 1). No experimento conduzido pelo Instituto Gaia (ID 3), foi observado um bom desenvolvimento da espécie *Erythrina fusca* (Abobreiro) através de estaquia, independentemente do uso de hormônios enraizadores. As estacas utilizadas variaram em tamanho, de 20-30 cm e 50-100 cm, demonstrando boa adaptação e crescimento, sendo utilizadas no plantio. Já a Fapec (ID 6) está realizando testes com macroestacas de 1 metro de *Gonopterodendron sarmientoi* (Pau-santo), seguindo recomendações do *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*, que obteve bons resultados com macroestacas em áreas úmidas da Colômbia. A técnica busca aumentar as taxas de sobrevivência e acelerar o estabelecimento das

plantas em áreas alagáveis, aproveitando a resistência das estacas maiores para superar desafios de inundação e condições adversas típicas desses ambientes.

Restauração ativa via cultura de tecidos (micropropagação)

A cultura de tecidos é uma técnica em que pequenas amostras de tecido vegetal são cultivadas em laboratório, sob condições estéreis. Nela, pequenos pedaços de tecido vegetal são colocados em meio de cultura rica em nutrientes. O tecido desenvolve-se em mudas, que são transferidas para viveiros antes do plantio no campo.

Com a cultura de tecidos, é possível a produção em massa a partir de uma pequena base genética. Seria uma ótima opção a ser aplicada para espécies raras ou ameaçadas de extinção. Em áreas úmidas fora do Brasil, já houve uso da técnica para a propagação de plantas (Li & Gallagher, 1996; Wang et al., 2003). As desvantagens desta técnica estão atribuídas ao fato de requerer infraestrutura laboratorial e mão de obra especializada, tornando-a complexa e cara.

Restauração ativa via transplante de solo superficial

O transplante de solo superficial de áreas íntegras doadoras pode ser considerado uma forma eficaz de promover o surgimento de novas mudas em áreas a serem restauradas (Brancalion et al., 2015; Martins et al., 2009; Van der Valk et al., 1992), levando consigo tanto propágulos vegetativos (rizomas, tubérculos, estolhos etc.) quanto o banco de sementes do solo. Pelas razões que explicaremos a seguir, vamos dar enfoque ao banco de sementes. Este é composto por sementes viáveis que estão dormentes, muitas vezes por longos períodos, esperando condições adequadas para germinar.

No caso do Pantanal, essas sementes compreendem espécies nativas, adaptadas às condições ecológicas da região, permitindo o recrutamento de plantas sob condições tão variadas quanto pós-fogo e alagamento em diferentes intensidades (Kohagura et al., 2020; Oliveira et al., 2015; Oliveira et al., 2019; Souza et al., 2019; Souza et al., 2021). Por conta da flexibilidade de resposta de acordo com os fatores ambientais, e de sua alta diversidade, contendo dezenas de espécies diferentes por metro quadrado de solo superficial, a transposição do banco de sementes de solo parece ajudar na solução de dois grandes desafios na restauração de áreas do Pantanal: 1) sua composição é majoritariamente de plantas de vegetação herbácea a herbáceo-arbustiva, tipos vegetacionais que constituem a maior parte da cobertura vegetal no Pantanal. A ciência da restauração sabe melhor como empregar árvores para composição de ambientes florestais, mas ainda engatinha quando se trata de plantas para composição de vegetações abertas, em especial as alagáveis; e 2) o estoque de sementes

do solo já tem uma composição responsiva ao espectro de condições extremas do Pantanal. Ali, há plantas que germinam no pós-fogo, no pós-seca, durante alagamentos, após alagamentos, após revolvimentos de solo. Ainda, é praticamente inexistente, conforme os trabalhos feitos até agora e para as áreas exploradas, a presença de plantas exóticas e/ou invasoras nos solos estudados do Pantanal. Portanto, a técnica de transposição de solo superficial precisa ser mais intensivamente praticada nos projetos de restauração.

O transplante é operacionalizado a partir de coleta do solo rico em sementes, oriundo de áreas com vegetação nativa bem preservada (Brancalion et al., 2015). Isso é feito com cuidado, de forma a evitar danos ao ecossistema doador e preservar a integridade das sementes. O material coletado é transportado para a área a ser restaurada e espalhado sobre o terreno. Quando as condições ambientais (chuva, luz solar, temperatura) são adequadas, as sementes começam a germinar naturalmente, contribuindo para o estabelecimento de uma vegetação diversificada.

Essa técnica pode ser mais barata do que a produção de mudas em viveiro ou até mesmo semeadura direta, pois não envolve o plantio de sementes individuais. O banco de sementes permite que a regeneração ocorra de forma natural, favorecendo plantas que estão mais adaptadas às condições do local e permitindo a ocorrência de espécies para as quais não se sabe como ou quando coletar sementes. Além disso, dependendo da densidade e variedade de sementes no solo transplantado, o estabelecimento das plantas pode ocorrer rapidamente, contribuindo para a estabilização do solo e a redução da erosão.

O sucesso da transferência do banco de sementes do solo depende da observação da área doadora, pois há uma grande variabilidade espacial no conteúdo de sementes do solo (Leck et al., 1989; Van der Valk et al., 1992). Embora o risco pareça ser menor no Pantanal, ainda é possível que o solo porte sementes de plantas daninhas e/ou invasoras, ainda mais em tempos de expansão das populações de *Leucaena leucocephala*, uma das invasoras mais agressivas do mundo (GISD 2024). A remoção do solo de áreas naturais pode causar distúrbios significativos ao ecossistema doador, o que requer uma abordagem cuidadosa e sustentável. Além disso, a disponibilidade de solo adequado e os elevados custos envolvidos na transposição tornam essa prática desafiadora. A iniciativa da Ecoa (ID 7) enfrentou esses obstáculos, destacando a importância de acordos de cooperação com prefeituras.

Assim como a semeadura direta, o sucesso do transplante de banco de sementes depende de fatores ambientais, como, minimamente, a presença de umidade para a germinação das sementes. Seguindo o mantra da revegetação, deve-se levar material a campo, seja solo, sementes ou mudas, apenas quando a sequência de condições climáticas for favorável à germinação e/ou ao estabelecimento de plântulas.

O transplante de banco de sementes do solo é uma técnica promissora para a restauração ecológica, especialmente havendo áreas doadoras onde o banco de sementes ainda está intacto e pode contribuir para o surgimento de novas plantas em áreas sob restauração. É uma maneira natural e eficaz de restaurar a biodiversidade local e promover a regeneração de áreas degradadas, complementando outras técnicas de plantio, podendo e devendo ser largamente testada no Pantanal.

Restauração pós-incêndio e o fogo como ferramenta de manejo para controlar invasões biológicas

A restauração ecológica no Pantanal enfrenta desafios específicos, e um ponto de atenção é a invasão e o adensamento de espécies lenhosas, como *Combretum laxum* e *Vochysia divergens*, em ecossistemas campestres e savânicos. Apesar de serem nativas, a invasão por essas espécies altera a dinâmica e diversidade das espécies herbáceas em campos alagáveis, um fator que deve ser monitorado em estratégias de restauração (Barbosa da Silva et al., 2016). Um avanço importante é o controle da invasão de *V. divergens*, que pode ser eficientemente controlada por queimadas prescritas periódicas. Esse método elimina indivíduos jovens da espécie invasora, ajudando a preservar e restaurar campos nativos em áreas de savana sazonalmente alagadas (Ebert et al., 2024). Contudo, ainda não se sabe se o uso do fogo é igualmente eficaz para controlar o adensamento de *C. laxum* e de outras espécies lenhosas que podem ser invasoras em áreas de campo alagado.

O uso do fogo pode ser um aliado no manejo e na manutenção de vegetações campestres e savânicas, mas são necessários mais estudos no Pantanal para identificar aspectos importantes, como a época da queimada, e, especialmente, identificar regiões sensíveis, onde o impacto pode ser negativo.

Exemplos são regiões com presença de gramíneas exóticas invasoras, que podem se beneficiar dessas queimadas e ecossistemas florestais. Todavia, o uso de besouros “rola-bosta” tem se mostrado promissor entre as ferramentas inovadoras para a restauração pós-incêndio, dado seu papel na melhoria da qualidade do solo e na facilitação da regeneração

Equipe de pesquisadores em área de restauração, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Sesc Pantanal (Barão de Melgaço, MT).
Foto: Jefferson Prado



de plantas (Gonçalves et al., 2022). Esse método pode ser um importante coadjuvante em projetos de restauração passiva e ativa.

4.3.4. Estratégias de restauração orientadas pelas características do solo

Considerando as informações apresentadas, é fundamental considerar as especificidades de cada tipo de solo para direcionar, de maneira eficaz, as estratégias de restauração. No Pantanal, a variedade de classes de solo, associada à dinâmica sazonal das inundações e às variações topográficas, demanda abordagens específicas, alinhadas ao conceito de macro-habitats. A Tabela 3 oferece uma visão geral das principais características dos solos da região, destacando os desafios envolvidos na sua recuperação, bem como as estratégias propostas para promover a resiliência ecológica dos ecossistemas. Essas informações são essenciais para fundamentar iniciativas de conservação e manejo sustentável, considerando as particularidades de cada tipo de solo e sua resposta às intervenções de restauração.

Tabela 3 – Informações consolidadas sobre os tipos de solos, a ocorrência, as principais características, as funções ecológicas, as dificuldades para restauração, as vulnerabilidades, as estratégias de restauração, os exemplos de restauração e os indicadores de qualidade do solo

Tipo de Solo: Espodossolos	
Local de ocorrência no Pantanal	Pantanal da Nhecolândia, em áreas arenosas.
Características gerais	Solos arenosos formados em ambientes de podzolização com baixo conteúdo de argila e baixa fertilidade. Frequentemente saturados com água e ricos em óxidos de ferro e manganês em profundidade.
Funções ecológicas	Retenção de água e filtragem de sedimentos, suporte à vegetação de áreas alagadas.
Dificuldades na restauração	Baixa fertilidade e grande perda de nutrientes devido à lixiviação.
Vulnerabilidades	Vulnerabilidade à lixiviação em períodos de chuvas intensas.
Estratégias de restauração	Uso de matéria orgânica e batume para aumentar a retenção de água e nutrientes, plantio de espécies nativas pioneiras, enriquecimento do solo com pó de rocha. Plantio em curvas de nível nas cordilheiras arenosas.
Exemplos de projetos de restauração bem-sucedidos	Projeto de revegetação com espécies nativas adaptadas à inundação, em áreas de capim invasor.
Indicadores de qualidade do solo	Teor carbono orgânico do solo, capacidade de troca de cátions (CTC), biomassa microbiana taxa de infiltração de água, densidade do solo, pH, macronutrientes (Ca, Mg, K, N, P).

Tipo de Solo: Planossolos (Háplicos e Nátricos)	
Local de ocorrência no Pantanal	Planícies com drenagem mais limitada, áreas baixas e depressões salinizadas no Pantanal Norte.
Características gerais	Solos com drenagem mais limitada, comuns em áreas baixas e depressões. Apresentam acúmulo de argila em camadas mais profundas, com problemas de salinização e compactação.
Funções ecológicas	Suporte à vegetação aquática e semiaquática, retenção de sedimentos e nutrientes em áreas de planície de inundação.
Dificuldades na restauração	Drenagem limitada e alta concentração de sódio (Planossolos Nátricos), compactação do solo, aumento temporário do pH após queimadas.
Vulnerabilidades	Os Planossolos Nátricos, sob pisoteio intenso, estão mais propensos à salinização e sodificação devido à compactação, limitação da drenagem e sódio trocável elevado.
Estratégias de restauração	Uso de técnicas de subsolagem (em condições extremas) para romper compactação, plantio de espécies com raízes vigorosas e tolerantes a solos mal drenados Uso de compostos orgânicos e correção do pH, controle natural de espécies invasoras, manejo hidrológico natural, plantio de espécies nativas pioneiras, manipulação da microtopografia para controle de escoamento superficial e evitar erosão, plantio em curvas de nível nas cordilheiras arenosas. Práticas como rotação de pastagens, uso de gesso agrícola e monitoramento contínuo são essenciais para evitar degradação.
Exemplos de projetos de restauração bem-sucedidos	Uso de agroflorestas como estratégia de restauração combinada com produção agrícola.
Indicadores de qualidade do solo	Teor carbono orgânico do solo, Capacidade de troca de cátions (CTC), biomassa microbiana taxa de infiltração de água, densidade do solo, pH, macronutrientes (Ca, Mg, K, N, P).
Tipo de Solo: Vertissolos	
Local de ocorrência no Pantanal	Áreas de várzea e depressões sazonais.
Características gerais	Solos expansivos, ricos em argila com alta capacidade de retenção de água. Apresentam fendas no período seco, afetando a drenagem e aumentando o risco de compactação.
Funções ecológicas	Retenção de água e manutenção do regime hídrico, com suporte à vegetação ripária e sazonal.
Dificuldades na restauração	Solos hidrofóbicos (repelentes à água) e perda de matéria orgânica; as queimadas afetam a capacidade de retenção de nutrientes.

Vulnerabilidades	Compactação durante períodos de seca, agravada pela formação de fendas que dificultam a infiltração de água.
Estratégias de restauração	Adição de biochar (carvão vegetal) para restaurar a capacidade de retenção de nutrientes, técnicas de agroflorestal, manejo sustentável da herbivoria (controle de pastagem), redução de impactos de incêndios com barreiras verdes, promoção da estrutura da comunidade vegetal nativa para melhorar a retenção de água.
Exemplos de projetos de restauração bem-sucedidos	Projeto de bioengenharia para controle da compactação em áreas com solo expansivo na Amazônia, com aumento da infiltração de água em regiões degradadas.
Indicadores de qualidade do solo	Teor carbono orgânico do solo, capacidade de troca de cátions (CTC), biomassa microbiana taxa de infiltração de água, densidade do solo, pH, macronutrientes (Ca, Mg, K, N, P).
Tipo de Solo: Plintossolos (Háplicos e Argilúvicos)	
Local de ocorrência no Pantanal	Áreas de transição entre várzeas e planícies mais altas, comuns no Pantanal Norte, especialmente em locais com tendência à formação de plintitas.
Características gerais	Solos com plintitas (que podem endurecer de forma irreversível), comuns em áreas sujeitas à saturação de água, sofrem com compactação e perda de capacidade de troca de nutrientes.
Funções ecológicas	Retenção de água em áreas de transição, suporte à vegetação de várzea e corredores ripários.
Dificuldades na restauração	Queimadas aumentam o risco de solos hidrofóbicos; perda da capacidade de troca de nutrientes e alteração dos minerais do solo.
Vulnerabilidades	Compactação e perda de estrutura física em áreas de transição.
Estratégias de restauração	Revegetação com plantas adaptadas ao fogo, uso de compostos orgânicos para combater a hidrofobicidade, restauração hidrológica natural, reintrodução de ciclos naturais de fogo controlado, fomento à biodiversidade funcional, controle natural de espécies invasoras.
Exemplos de projetos de restauração bem-sucedidos	Restauração de áreas compactadas, com reintrodução de espécies nativas em áreas de transição degradadas; projeto de restauração hidrológica em áreas de várzea no Pantanal.
Indicadores de qualidade do solo	Teor carbono orgânico do solo, capacidade de troca de cátions (CTC), biomassa microbiana taxa de infiltração de água, densidade do solo, pH, macronutrientes (Ca, Mg, K, N, P).
Tipo de Solo: Neossolos Flúvicos	
Local de ocorrência no Pantanal	Margens de rios e córregos, especialmente nas áreas de deposição de sedimentos aluviais.

Características gerais	Solos jovens e férteis, formados em margens de rios e córregos sujeitos à sedimentação fluvial; alta suscetibilidade à erosão, especialmente durante enchentes.
Funções ecológicas	Contribuição para a deposição de sedimentos em áreas alagadas; suporte à biodiversidade ripária.
Dificuldades na restauração	Erosão e deposição de sedimentos causados por enchentes.
Vulnerabilidades	Erosão fluvial em épocas de enchentes, perda de nutrientes devido à lixiviação.
Estratégias de restauração	Seleção de espécies adaptadas a regimes de inundação, reforço de controle de erosão para evitar perda de solo fértil, estabilização das margens com vegetação nativa, conservação de áreas úmidas com espécies nativas, controle de escoamento superficial para reduzir a erosão, promoção da conectividade ecológica.
Exemplos de projetos de restauração bem-sucedidos	Projeto de revegetação das margens de rios no Pantanal com espécies nativas e controle de enchentes através de manejo hidrológico.
Indicadores de qualidade do solo	Teor carbono orgânico do solo, capacidade de troca de cátions (CTC), biomassa microbiana taxa de infiltração de água, densidade do solo, pH, macronutrientes (Ca, Mg, K, N, P).
Tipo de Solo: Neossolos Quartzarênicos	
Local de ocorrência no Pantanal	Planícies de inundação arenosas, principalmente na região da Nhecolândia.
Características gerais	Solos predominantemente arenosos, com baixa capacidade de retenção de água e nutrientes, podem apresentar hidromorfismo temporário em áreas de baixa declividade ou próximos a corpos d'�gua.
Funções ecológicas	Suporte � vegeta�o sazonal e aquática, retenção de água durante inunda�es temporárias.
Dificuldades na restaura�o	Baixa capacidade de reten�o de água e nutrientes, dificultando o crescimento de plantas.
Vulnerabilidades	Perda de nutrientes e lixivia�o durante períodos de chuva intensa.
Estratégias de restaura�o	Adi�o de m�teria orgânica e uso de carvão vegetal para melhorar a reten�o de água, uso de microorganismos benéficos, cobertura vegetal temporária com espécies nativas, fomento � biodiversidade funcional, uso de geotêxteis ou coberturas protetoras naturais.
Exemplos de projetos de restaura�o bem-sucedidos	Uso de bioengenharia para reintrodu�o de vegeta�o adaptada em áreas arenosas com baixa fertilidade, na região da Nhecolândia.

Indicadores de qualidade do solo	Teor carbono orgânico do solo, capacidade de troca de cátions (CTC), biomassa microbiana taxa de infiltração de água, densidade do solo, pH, macronutrientes (Ca, Mg, K, N, P).
Tipo de Solo: Gleissolos	
Local de ocorrência no Pantanal	Áreas permanentemente alagadas e lagoas internas.
Características gerais	Solos hidromórficos formados em condições de saturação permanente com água, em áreas de várzeas e lagoas; apresentam horizontes glei com coloração acinzentada, devido à redução de ferro e manganês.
Funções ecológicas	Suporte à vegetação de áreas permanentemente alagadas, importante na filtragem de sedimentos e manutenção dos ciclos hídricos.
Dificuldades na restauração	A hidrofobicidade causada pela queima da matéria orgânica pode reduzir a infiltração de água; queimadas afetam a diversidade de microrganismos benéficos.
Vulnerabilidades	Contaminação de água e perda de nutrientes devido à alteração do fluxo hídrico.
Estratégias de restauração	Priorização de espécies adaptadas a encharcamento, uso de espécies pioneiras para facilitar sucessão ecológica, controle de espécies invasoras, restauração hidrológica e plantio de espécies aquáticas nativas, proteção contra queimadas.
Exemplos de projetos de restauração bem-sucedidos	Projeto de manejo hídrico em lagoas internas, com restauração da vegetação aquática nativa.
Indicadores de qualidade do solo	Teor carbono orgânico do solo, capacidade de troca de cátions (CTC), biomassa microbiana taxa de infiltração de água, densidade do solo, pH, macronutrientes (Ca, Mg, K, N, P).

Técnica de Bucket Mounding (elevações do solo ou montículos de terra)

Além das abordagens tradicionais, métodos inovadores têm sido aplicados para a restauração de áreas úmidas, destacando-se a técnica de *bucket mounding* (Londo & Mroz, 2001). Essa técnica, desenvolvida originalmente em regiões como Canadá e Escandinávia, e adaptada em outras áreas úmidas, consiste na criação de montículos artificiais utilizando escavadeiras rastreadas, permitindo a modificação microtopográfica do solo (Figura 13). No contexto do Pantanal, essa abordagem pode ser especialmente útil em solos como Espodossolos, Planossolos e Gleissolos, que apresentam desafios específicos relacionados à drenagem, lixiviação de nutrientes e compactação.

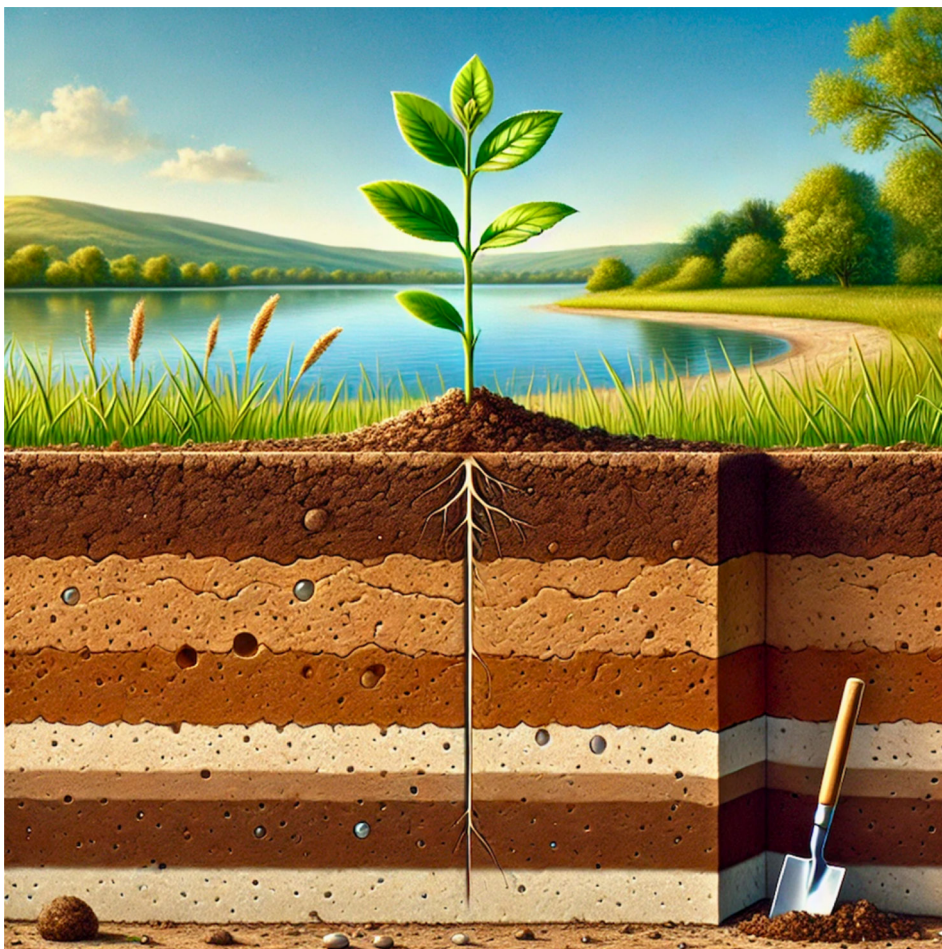


Figura 13. Ilustração de uma seção transversal do solo, demonstrando o conceito de elevação do local de plantio pela técnica de *bucket mounding*.

Os montículos criados com *bucket mounding* imitam a microtopografia natural de depressões e montículos formados por eventos como quedas de árvores e tempestades. Essa prática é fundamental para áreas úmidas, pois eleva o ambiente de plantio acima do lençol freático, melhorando a aeração do solo, aumentando as temperaturas do solo durante o período de crescimento e promovendo maior disponibilidade de nutrientes. Além disso, os montículos oferecem condições ideais para a regeneração natural e para o plantio de espécies nativas pioneiras, favorecendo sua sobrevivência e seu desenvolvimento.

Estudos demonstram que essa técnica é eficaz para mitigar a saturação do solo e reduzir a lixiviação de nutrientes em solos com características hidromórficas ou de baixa fertilidade. No Pantanal, ela poderia ser implementada para lidar com os desafios impostos pela sazonalidade das inundações e pela variação topográfica. Em solos arenosos, como os Neossolos Quartzarênicos, ou sujeitos à saturação de água, como os Plintossolos, os montículos oferecem uma solução prática para otimizar a retenção de água e nutrientes,

ao mesmo tempo que promovem a regeneração de espécies vegetais adaptadas às condições locais.

Segundo Olivo-Neto et al. (2020), em áreas de floresta monoespecífica de *Erythrina fusca* (Abobral) no Pantanal, a formação de montículos/morrotes naturais resultantes da estrutura radicular dessas árvores está associada a uma maior abundância e riqueza de espécies vegetais. Baseando-se nessa dinâmica, o Instituto Gaia (ID 3) implementou a técnica de construção de montículos de terra para recriar microambientes semelhantes. Eles utilizaram troncos de árvores mortas pelos incêndios, cortando-os e cobrindo-os parcialmente com terra, para formar montículos. Essas elevações artificiais imitam os murundus naturais, apresentando diferentes alturas em relação ao solo. Essa estratégia tem como objetivo facilitar o plantio de diversas espécies nativas, com um foco especial em *E. fusca*, permitindo que a vegetação se estabeleça em diferentes condições de umidade e alagamento, promovendo a regeneração do habitat degradado.

Montículo construído sobre raízes de árvores mortas em uma floresta monoespecífica de *Erythrina fusca*, visando avaliar o desenvolvimento de mudas e sua resposta ao pulso de inundação. Acervo: Instituto Gaia.



4.3.5. Atividades operacionais

As atividades operacionais para a restauração ecológica devem ser cuidadosamente planejadas e realizadas de forma contínua e integrada, com base nas melhores práticas já consolidadas. Esse processo precisa ser adaptativo, ou seja, requer ajustes conforme as condições observadas em campo e as respostas dos ecossistemas ao longo do tempo. Além de seguir diretrizes técnicas, é crucial promover o fortalecimento da cadeia de restauração por meio do envolvimento ativo das comunidades locais. Esse

enfoque não apenas garante a aplicação de práticas sustentáveis, mas também impulsiona o desenvolvimento socioeconômico regional, criando um ciclo positivo de conservação e geração de renda, maximizando o sucesso a longo prazo.

As práticas de jardinagem, agronomia e silvicultura recomendadas para a restauração ecológica são amplamente descritas e consolidadas em manuais técnicos reconhecidos na literatura especializada. Entre as principais referências, estão os trabalhos de Attanasio (2008), Chabaribery et al. (2008), Rodrigues et al. (2009b), NBL (2013), Pereira et al. (2015), Andrade Netto et al. (2015), Brancalion et al. (2015) e Moreira (2017). Esses guias fornecem diretrizes para o planejamento e a execução de técnicas voltadas ao recobrimento vegetal e à recuperação de áreas degradadas. A seguir, são destacados os pontos operacionais específicos das principais atividades para a restauração no Pantanal, incluindo o controle de fatores de degradação, a limpeza da área, o manejo do solo e da vegetação e a capacitação das comunidades locais.

4.3.5.1. Controle de fatores de degradação

Controle de espécies pioneiras monodominantes: espécies como *Casearia gossypiosperma* e *Trema micrantha* (Funatura ID 2) devem ser controladas, pois podem dominar o ecossistema e comprometer a biodiversidade local.

Controle de formigas cortadeiras: o controle de formigas-cortadeiras deve ser realizado em toda a área e seu entorno antes do plantio. Recomenda-se o uso de iscas granuladas. Alternativas aos formicidas convencionais, como destruição de ninhos, injeção de água, adubo verde formicida e o uso de formicidas vegetais, devem ser consideradas para reduzir impactos ambientais (Funatura ID 2).

Controle de espécies competidoras exóticas e indesejáveis: espécies invasoras devem ser removidas e erradicadas por meio de poda, roçada manual e coroamento com enxada. O uso do coroamento é uma técnica para reduzir a competição de plantas daninhas, especialmente gramíneas invasoras, ao redor das mudas. O processo envolve a remoção manual ou mecânica das plantas daninhas e a criação de um espaço livre de aproximadamente 50 cm de diâmetro ao redor das mudas. O coroamento pode ser feito manualmente, com enxada ou materiais biodegradáveis, como papelão de caixas de pizza, que ajudam a bloquear o crescimento de plantas invasoras, conservar a umidade e a temperatura do solo, além de facilitar a visualização das mudas (Gonçalves et al., 2018; Benites et al., 2020).

O papelão, quando utilizado, deve ser cortado em quadrados de 45 cm x 45 cm ou 50 cm x 50 cm, com um corte perpendicular ao centro, para en-

caixar em torno da muda, cobrindo o solo que foi previamente coroado. O papelão geralmente dura de 5 a 6 meses e, para garantir a durabilidade, pode-se mergulhar o papelão em calda bordalesa (10 L de água; 70 g de ácido bórico; 90 g de sulfato de cobre; e 5 mL de ácido acético), o que ajuda a prevenir o crescimento de fungos e prolonga sua vida útil no campo (Benites et al., 2020). O coroamento manual deve ser realizado a cada seis meses, até que as mudas se desenvolvam o suficiente para sombrear o solo e suprimir as plantas daninhas. Embora seja acessível e prática, essa técnica exige mais esforço e pode ser fisicamente desgastante para os operadores. Já o coroamento artificial tem o benefício de reduzir custos e necessidade de mão de obra, mas pode ser difícil de encontrar, ou caro, dependendo da disponibilidade do material.

Medidas de manutenção: a manutenção contínua é essencial para promover a efetividade da recuperação. Isso inclui controle de formigas-cortadeiras, coroamento das mudas, replantios e manutenção da roçada do campo de entorno. A roçada preventiva e o coroamento das mudas devem ser realizados periodicamente, especialmente antes da inundação (no mês de novembro). Para o controle da vegetação competidora e invasora, devem ser aplicados métodos e produtos com o menor impacto ambiental possível (Mupan IDs 1 e 8; Funatura ID 2; Fundação Neotrópica do Brasil ID 5).

4.3.5.2. Limpeza da área e cobertura do solo com matéria orgânica

A etapa inicial de limpeza da área é crucial para remover resíduos, lixo e espécies invasoras, preparando o terreno para a restauração. É importante adotar uma abordagem seletiva, reduzindo ao máximo o impacto sobre o solo e a biodiversidade nativa. O controle manual ou mecânico das plantas invasoras é preferido, pois evita distúrbios excessivos, especialmente em solos frágeis e áreas sensíveis.

Para manejar espécies competidoras, recomenda-se o uso de roçadas, onde a vegetação cortada é deixada sobre o solo como cobertura morta (*mulching*), com uma camada não superior a 20 cm de altura. Essa prática ajuda a preservar a umidade e a reduzir a erosão. Adicionalmente, em áreas de maior degradação, galhos de árvores queimadas em incêndios podem ser amontoados em pilhas de 3 x 3 metros, intercalando troncos ocos, o que também promove micro-habitats para a fauna local e ajuda na retenção de umidade.

A cobertura do solo com matéria orgânica, seja palhada, seja serapilheira, seja cobertura vegetal viva, é essencial para melhorar a fertilidade do solo e promover um ambiente mais estável para o crescimento das mudas. Essa

camada protege o solo contra a erosão hídrica e eólica, além de facilitar o controle térmico e de umidade, criando condições mais favoráveis para o estabelecimento das plantas nativas e o sucesso da restauração.

4.3.5.3. Arranjo de plantio

O arranjo de plantio para a restauração ecológica no Pantanal deve ser cuidadosamente planejado, levando em consideração as características ambientais específicas do local, como topografia, hidrologia, tipos de solo e a dinâmica de inundações sazonais. A dinâmica hidrológica do Pantanal, com sua sazonalidade e variabilidade de alagamentos, influencia diretamente a escolha das espécies e a disposição das áreas plantadas. Em áreas suscetíveis a inundações, é essencial que as plantas sejam posicionadas de forma estratégica, respeitando as zonas de inundação. As espécies mais tolerantes a alagamentos devem ser plantadas nas áreas mais baixas e sujeitas a maior alagamento, enquanto aquelas menos tolerantes podem ser localizadas em áreas mais elevadas, protegidas da inundação prolongada. Esse arranjo ajuda a garantir a sobrevivência das espécies ao longo do ano e a resiliência das áreas restauradas diante da variabilidade hidrológica.

No entanto, é importante que o arranjo de plantio leve em consideração a diversidade de espécies nativas que são características de diferentes macro-habitats. Por exemplo, em áreas de campos, deve-se priorizar as gramíneas nativas, enquanto em florestas ripárias ou de várzea, a escolha de espécies arbóreas que promovam a recuperação da vegetação e forneçam habitat para a fauna é fundamental.

Para além da diversidade em número de espécies, é importante que o arranjo de plantio também considere a diversidade funcional dessas espécies, ou seja, as diferentes funções ecológicas que elas desempenham. A combinação de árvores de grande porte, arbustos e herbáceas, junto a espécies que auxiliam no controle da erosão e na formação de cobertura vegetal, é chave para criar um sistema ecologicamente equilibrado. Integrar espécies de diferentes estratos vegetais, como arbustivas, arbóreas e herbáceas, favorece a formação de microhabitats, o que aumenta a resiliência das áreas restauradas diante das variações climáticas e hidrológicas.

O **plantio em padrões irregulares**, como em **ilhas de biodiversidade ou núcleos de vegetação**, é uma abordagem para promover a heterogeneidade do ambiente e evitar a homogeneização, permitindo que os processos naturais de sucessão ecológica aconteçam de forma mais espontânea e dinâmica. Esses arranjos criam uma variedade de microhabitats, com diferentes níveis de luz, umidade e nutrientes, favorecendo uma gama mais

ampla de espécies vegetais e animais. A criação de ilhas de vegetação ou núcleos de biodiversidade contribui para a estabilidade ecológica, oferecendo refúgio e alimento para diversas espécies, além de facilitar o estabelecimento de uma rede de conectividade entre diferentes habitats. Em um ambiente como o Pantanal, com sua dinâmica hidrológica e suas variações sazonais de alagamento, o uso de plantios irregulares pode também ajudar a maximizar as chances de sobrevivência e sucessão natural ao longo do tempo. Esses arranjos também estimulam a regeneração natural da vegetação, criando uma estrutura mais diversa e complexa, essencial para o equilíbrio ecológico.

Desse modo, o arranjo deve promover **conectividade ecológica** entre os diferentes habitats e reforçar a diversidade de espécies. Nesse contexto, a formação de corredores ecológicos é particularmente relevante no Pantanal, onde as espécies necessitam de movimentação entre diferentes habitats para sua sobrevivência e reprodução. Corredores de plantio podem ser feitos com uma combinação de arbustos, árvores e gramíneas, promovendo a biodiversidade e permitindo o fluxo genético. O uso de corredores ecológicos pode ser uma estratégia eficaz para conectar áreas isoladas, permitindo a movimentação da fauna e a dispersão das sementes, o que aumenta a diversidade biológica no ambiente restaurado.

4.3.5.4. Espaçamento

O espaçamento entre plantas é um fator crítico para o sucesso da restauração ecológica. Ele deve ser ajustado com base no tipo de vegetação (arbórea, arbustiva ou herbácea), nos objetivos do projeto e na densidade de indivíduos observada nos macro-habitats de referência (Figura 14).

Estudos realizados em florestas inundáveis do Pantanal mostram uma variação significativa na densidade de indivíduos por hectare, influenciada por fatores como a metodologia de amostragem e as características dos macro-habitats estudados. Por exemplo, Pacheco (2010) registrou 900 indivíduos por hectare na floresta ciliar do rio Cuiabá, enquanto Arieira (2006) encontrou densidades que variaram entre 441 e 1050 indivíduos por hectare em diferentes locais. Já Damasceno-Junior et al. (2004) identificaram 695 indivíduos por hectare, e Nunes da Cunha (1994) encontrou densidades superiores a 2.000 indivíduos por hectare nas margens dos rios Cassange (2.202), Claro (2.175) e Bento Gomes (2.223). A densidade de indivíduos por hectare variou entre os autores devido à classe diamétrica escolhida para as amostragens. Essas variações refletem a heterogeneidade dos ambientes pantaneiros e indicam a necessidade de ajustar as densidades iniciais nos projetos de restauração, com base em estudos locais. Pacheco (2010),

por exemplo, sugere uma densidade média de 250 indivíduos por hectare em matas ciliares.

Com base nessas referências, é recomendado que, em macro-habitats florestais inundáveis, o espaçamento entre as plantas seja de 4 x 4 metros, e em macro-habitats florestais não inundáveis, de 3 x 3 metros ou até mesmo 3 x 2 metros. Nos macro-habitats não inundáveis com Acuri (*Scheelea phale-rata*), o plantio deve seguir o modelo dos capões, com espaçamento de 3 x 3 metros.

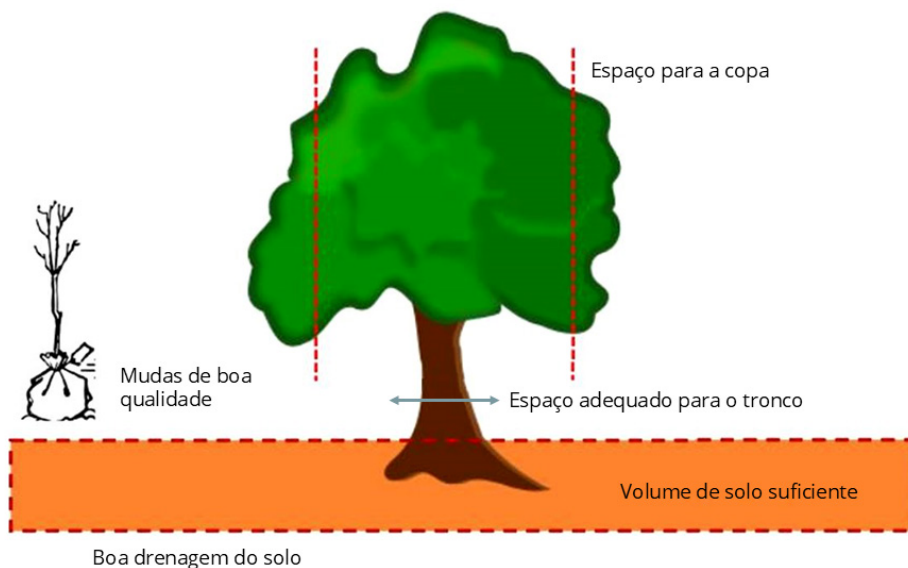


Figura 14. Definição de espaçamento para plantio. É recomendável considerar o espaço adequado de solo em acordo com as áreas florestadas de referência

4.3.5.5. Coveamento e berço

Considerando as informações previamente discutidas, é fundamental adaptar as estratégias de restauração às especificidades dos diferentes tipos de solo encontrados no Pantanal. No Pantanal, a variedade de classes de solo, associada à dinâmica sazonal das inundações e às variações topográficas, exige abordagens personalizadas que respeitem as características de cada macro-habitat.

A definição do tamanho das covas para plantio deve levar em conta fatores ambientais, como as características específicas de cada solo, bem como as necessidades específicas das espécies vegetais a serem restauradas. No Pantanal, onde os solos podem variar consideravelmente entre regiões de várzea e áreas mais elevadas, a profundidade e o diâmetro das covas devem ser ajustados para otimizar o crescimento das plantas, assegurando que as raízes se estabeleçam adequadamente. Em solos mais argilosos e compac-

tos, por exemplo, pode ser necessário aumentar o tamanho das covas para permitir uma melhor penetração das raízes. Já em solos mais arenosos ou bem drenados, covas menores podem ser mais apropriadas, uma vez que o solo retém menos água e nutrientes. A Tabela 4 apresenta uma síntese das principais características dos solos dessa região, juntamente com as recomendações para as dimensões das covas.

Tipo de solo	Dimensões das covas (Profundidade x Largura x Comprimento)	Observações	Justificativa
Gleissolos	30 x 40 x 40 cm	Solos com lençol freático elevado em grande parte do ano, impossibilitando o uso de covas muito profundas.	Por serem solos saturados, profundidades menores evitam que as mudas entrem em contato com zonas anaeróbicas, o que poderia prejudicar o crescimento das raízes. A largura e o comprimento são ajustados para garantir a estabilidade da planta e melhorar o acesso a nutrientes superficiais.
Neossolos Quartzarênicos Hidromórficos	40 x 50 x 50 cm	Solos arenosos, com baixa fertilidade e pouca retenção de água.	A baixa capacidade de retenção de água e nutrientes em solos arenosos justifica a necessidade de uma maior área de solo preparado, que permite melhor retenção de umidade e distribuição mais ampla de nutrientes.
Neossolos Flúvicos	40 x 50 x 50 cm	Solos derivados de sedimentos aluviais, geralmente férteis, mas sujeitos à variação hidrológica intensa.	Por serem solos aluviais férteis e sujeitos à erosão, o aumento da largura e do comprimento das covas ajuda a estabilizar o solo ao redor das mudas e a controlar a erosão em áreas de plantio.
Planossolos	40 x 50 x 60 cm	Solos com camadas compactadas, drenagem limitada e suscetíveis à erosão.	A maior profundidade é necessária para superar barreiras físicas como camadas compactadas ou plintitas, comuns nesses tipos de solo, permitindo que as raízes acessem áreas com melhores condições hídricas e nutricionais.
Plintossolos	40 x 50 x 60 cm	Solos com presença de plintita, drenagem limitada e suscetíveis à formação de crostas compactadas.	
Vertissolos	50 x 50 x 60 cm	Solos expansivos ricos em argila com alta capacidade de retenção de água. Propensos ao fendilhamento no período seco, podendo romper o sistema radicular. No período úmido, expande muito.	

Profundidade das covas

A profundidade das covas tem como objetivo fornecer espaço adequado para o desenvolvimento inicial do sistema radicular, essencial para a estabilidade e o crescimento saudável das mudas. Nesse contexto, alguns fatores foram considerados:

- Espécies com raízes profundas (ex.: árvores pioneiras): em solos compactados, como Planossolos e Plintossolos, é necessário um espaço mínimo de 40 a 60 cm de profundidade para permitir que as raízes atravessem camadas mais densas, favorecendo o desenvolvimento radicular e permitindo o acesso a camadas de solo menos compactadas.
- Solos Arenosos (ex.: Neossolos Quartzarênicos): a profundidade de 40 cm é suficiente, pois esses solos têm boa drenagem, o que permite o acesso à água e nutrientes em camadas superficiais. Uma largura maior, no entanto, é essencial para melhorar a retenção de nutrientes, uma vez que a estrutura arenosa limita essa capacidade.
- Solos Hidromórficos (ex.: Gleissolos): profundidades mais rasas, de aproximadamente 30 cm, evitam que as raízes alcancem camadas permanentemente saturadas, o que poderia criar condições anaeróbicas desfavoráveis ao crescimento. Assim, covas mais rasas promovem uma melhor oxigenação do sistema radicular.

Largura e comprimento das covas

A largura e o comprimento das covas têm como objetivo ampliar a área de solo preparado ao redor da muda, a fim de maximizar a disponibilidade de nutrientes, melhorar a infiltração de água e criar um micro-habitat favorável. Nesse contexto, alguns fatores foram considerados:

- Espécies arbustivas e herbáceas: em solos férteis ou de baixa compactação, como os Neossolos Flúvicos, larguras menores de 40 a 50 cm são suficientes para o suporte inicial, pois esses solos não apresentam barreiras físicas significativas para o crescimento das raízes.
- Espécies arbóreas: em solos com compactação moderada ou baixa fertilidade, como Planossolos e Plintossolos, larguras maiores de 50 a 60 cm ajudam a minimizar a competição por nutrientes e fornecem um suporte mais robusto para o desenvolvimento inicial das árvores.
- Heterogeneidade do solo e degradação: em solos degradados com perda de nutrientes, uma maior largura e comprimento (até 50 x 50 cm ou mais) permitem a criação de um micro-habitat enriquecido, que ajuda na retenção de umidade e no acesso a nutrientes, melhorando as condições de crescimento inicial.

É fundamental tratar o solo com cuidado durante o plantio. A recomendação é separar os primeiros 20 cm de camada superficial e, ao fechar a cova, inverter a ordem de reposição do solo (Funatura, ID 2). Após a abertura das covas, deve-se realizar o processo de coroamento, que consiste na limpeza ao redor delas. A terra retirada deve ser misturada com solo orgânico local, para melhorar a qualidade do substrato. Em muitas situações, é comum adicionar cerca de 500 ml de hidrogel por berço, o que ajuda a reter a umidade e reduz a necessidade de irrigação constante. Essa técnica favorece a sobrevivência das mudas durante períodos de seca prolongada (Fundação Neotrópica do Brasil ID 5, Fapec ID 6; Ecoa ID 7; Instituto Homem Pantaneiro ID 9).

4.3.5.5 Capacitações e envolvimento das comunidades locais

A capacitação das comunidades locais e indígenas é um pilar essencial para a sustentabilidade das ações de restauração ecológica. Ao capacitá-las em técnicas de manejo do solo, plantio de espécies nativas, controle de espécies invasoras e de outros fatores de degradação, cria-se um ambiente propício para o sucesso das iniciativas, promovendo o fortalecimento do vínculo com a natureza e o compromisso com a conservação a longo prazo. Além disso, o envolvimento de saberes tradicionais, especialmente dos povos indígenas, enriquece as práticas de manejo e assegura uma abordagem culturalmente apropriada, criando uma rede de apoio para a manutenção a longo prazo.

Em paralelo, a implantação de viveiros locais, realizada durante o desenvolvimento das iniciativas, fortalece a cadeia de restauração e contribui para o desenvolvimento econômico das comunidades. Os viveiros não apenas produzem mudas nativas, mas também oferecem oportunidades de capacitação e geração de renda, promovendo a gestão local e o monitoramento contínuo das áreas restauradas. Os seguintes viveiros foram implantados durante as iniciativas:

- Mupan: viveiro de Capão de Angico e viveiro de São Pedro de Joselândia;
- Mupan | Wetlands International | Fapec: Viveiro Nialigui libinenigui (significa “mata bonita”, em Kadiwéu);
- Instituto Homem Pantaneiro (IHP): Viveiro na RPPN Acurizal e Refúgio Ecológico Rio da Prata.

Adicionalmente, a iniciativa Ecoa (ID 7) implementou ações em Sistemas Agroflorestais (SAFs), integrando a recuperação de áreas degradadas com a produção sustentável de alimentos, gerando benefícios tanto ecológicos quanto econômicos para as comunidades envolvidas. Esse modelo de SAFs complementa as ações de restauração, criando sistemas mais resilientes e diversificados, que favorecem a preservação dos recursos naturais e a segurança alimentar local.



4.4. Lacunas sobre a restauração no Pantanal

Desde que os métodos de restauração em áreas úmidas foram aplicados pela primeira vez, acumulou-se experiência na reintrodução de espécies em paisagens altamente fragmentadas e na transferência de solo de áreas doadoras para áreas degradadas (Pfadenhauer e Grootjans, 2009). A restauração de áreas úmidas é considerada um campo de pesquisa ecológica de grande interesse e tem visto um aumento considerável em estudos teóricos e práticos nos últimos anos. Muitos estudos recentes tentaram estabelecer técnicas eficientes para a restauração ecológica dos ecossistemas brasileiros.

Em Mato Grosso do Sul, embora algum conhecimento já tenha sido acumulado, ainda existem grandes lacunas científicas sobre o tema para a região do Pantanal, principalmente nas áreas planas (Rodrigues et al., 2019). As lacunas mais evidentes nesse sentido incluem nossa compreensão do papel dos grupos funcionais nesses ecossistemas, os efeitos das espécies facilitadoras na dinâmica da regeneração natural e a avaliação dos resultados de várias técnicas combinadas em diferentes ecossistemas. Além disso, há uma necessidade de estimular a criação de redes de coleta de sementes e viveiros para a conservação genética de espécies locais. Novas técnicas também são necessárias para conservar essa diversidade genética. Um exemplo é o transplante de mudas de espécies dominantes da regeneração natural a partir de remanescentes de vegetação (Garcia et al., 2021) e para controlar espécies invasoras, uma vez que gramíneas africanas foram introduzidas para a pecuária, o que dificulta particularmente a restauração de pastagens.

Reserva Particular do
Patrimônio Natural (RPPN)
Sesc Pantanal (Barão de
Melgaço, MT).
Foto: Jeferson Prado.

Por fim, é importante destacar que todas as iniciativas de restauração no Pantanal têm se concentrado na recuperação de ecossistemas florestais. No entanto, há um risco de aflorestamento, especialmente em casos em que o ecossistema original não foi completamente compreendido, resultando no plantio de espécies arbóreas em áreas campestres. Vale ressaltar que, até o momento, não existem estudos focados na restauração da vegetação de campos nativos, com exceção de pesquisas que avaliam a invasão e o adensamento de espécies lenhosas nativas nesses campos. Em algumas situações, as metas de restauração no Pantanal são apenas incidentais, e os principais obstáculos incluem a falta de conscientização, informações, financiamento e apoio político adequado.

Além disso, a maioria dos projetos têm apoio financeiro por menos de três anos, o que dificulta uma restauração bem-sucedida. Os altos custos também constituem uma barreira para a restauração. No entanto, tais obstáculos dificultam projetos de restauração em todo o mundo. Portanto, o desenvolvimento de técnicas mais baratas e eficientes para controlar espécies invasoras, priorizando áreas (Oliveira et al., 2021), bem como o mapeamento da resiliência de áreas degradadas, tem sido um foco importante de pesquisa, voltado para escalar a restauração ecológica.

4.5. Recuperação ecológica no Pantanal: desafios, lições aprendidas e recomendações

Esta seção foi elaborada com base nas discussões realizadas durante a Oficina Virtual de Referencial Teórico para a Restauração do Pantanal, ocorrida em 31 de outubro de 2024. O evento, promovido pela Mupan – Mulheres em Ação no Pantanal e pela Wetlands International Brasil, integra o escopo do Projeto Estratégias de Conservação, Recuperação e Manejo para a Biodiversidade da Caa-tinga, Pampa e Pantanal (GEF Terrestre), coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA), em parceria com o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e o Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (Funbio). O evento reuniu especialistas de diversas instituições, representantes de instituições governamentais e não governamentais, bem como os atores dos projetos locais. As atividades incluíram apresentações, discussões em grupo e trocas de experiências sobre práticas de restauração ativa e passiva no Pantanal.

Além das discussões conduzidas na oficina, esta seção também considerou evidências científicas e análises dos relatórios técnicos dos projetos em andamento na região. A combinação dessas fontes de conhecimento permitiu integrar tanto experiências práticas de campo quanto resultados de estudos

científicos, proporcionando uma base robusta para a formulação das recomendações. Desse modo, as recomendações aqui apresentadas refletem as contribuições dos participantes, bem como os achados científicos mais recentes, destacando desafios, lições aprendidas e estratégias para aprimorar a recuperação ecológica no bioma.

1) Desafios

A recuperação ecológica no Pantanal enfrenta desafios complexos e variados, que foram identificados tanto durante a oficina quanto na revisão da literatura científica:

Incidência do fogo e espécies invasoras

O fogo, tanto de origem natural quanto antrópica, é um fator de degradação recorrente no Pantanal, dificultando a regeneração natural e promovendo o aumento de espécies invasoras, como gramíneas exóticas (ex.: *Urochloa* spp.) e trepadeiras. Essas espécies competem com a flora nativa, dificultando a regeneração natural e afetando a composição da vegetação, especialmente em áreas de baixa resiliência.

Condições hidrológicas e barreiras à conectividade

O pulso de inundação do Pantanal é essencial para a manutenção dos habitats aquáticos e a redistribuição de nutrientes. No entanto, barreiras físicas, como estradas, barragens e represas, interrompem a conectividade fluvial, afetando a dinâmica hidrológica e a capacidade de regeneração das áreas alagáveis. Além disso, a variação entre períodos de cheias e secas prolongadas impõe desafios para o estabelecimento das mudas e o sucesso de intervenções de semeadura direta. Mudas menores são frequentemente danificadas pela alta inundação, enquanto períodos de seca prolongada dificultam a regeneração natural.

Sustentabilidade a longo prazo e financiamento

A sustentabilidade dos projetos de restauração é comprometida pela falta de financiamento contínuo e estratégias de monitoramento a longo prazo. A ausência de viveiros locais estruturados e dificuldades logísticas, como o acesso limitado a áreas de plantio, aumentam a complexidade de implementação das atividades de recuperação.

Envolvimento comunitário e capacitação

A participação comunitária é essencial para o sucesso das iniciativas de restauração. No entanto, muitas vezes há desmobilização após eventos climáti-

cos adversos, como incêndios e inundações. Além disso, a utilização de terminologias técnicas complexas pode criar barreiras para a compreensão e participação efetiva dos membros da comunidade.

2) Lições aprendidas

Com base nas experiências compartilhadas na oficina e nas evidências científicas, foram extraídas importantes lições para orientar as práticas de recuperação no Pantanal:

Diagnóstico prévio e planejamento detalhado

A realização de diagnósticos detalhados das áreas a serem restauradas, incluindo a análise da conectividade hidrológica e a resiliência ecológica, auxilia no planejamento eficiente das intervenções. Áreas de alta resiliência são aquelas em que a recuperação natural é mais rápida devido à presença de características ambientais favoráveis, como solos férteis, proximidade a remanescentes florestais e menor impacto de perturbações antrópicas. Por

outro lado, áreas de baixa resiliência geralmente apresentam maior isolamento, histórico intenso de degradação (como queimadas frequentes ou invasão por espécies exóticas) ou condições ambientais menos favoráveis, como solos pobres ou excesso de gramíneas invasoras (Garcia et al., 2021). O mapeamento de áreas prioritárias e a identificação de barreiras físicas são etapas críticas para o sucesso das estratégias de recuperação.



Equipe de pesquisadoras em área de restauração, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Sesc Pantanal (Barão de Melgaço, MT). Acervo: Mupan

Uso de espécies locais e adaptação às condições hidrológicas

A priorização de espécies nativas adaptadas ao gradiente de inundação e às condições específicas dos macro-habitats resultou em menores taxas de mortalidade e melhor adaptação às singularidades do Pantanal. Em áreas alagadas, priorizar o controle de gramíneas exóticas como *Urochloa* spp. e utilizar espécies adaptadas, como *Combretum lanceolatum*, pode acelerar o processo de recuperação e facilitar o estabelecimento de plantas nativas.

Estratégias integradas

A combinação de abordagens de restauração ativa (ex.: transplante de plântulas, plantio de mudas de maior porte – acima de 40 cm) e passiva (ex.: regeneração natural) se mostrou eficaz, especialmente em áreas com diferentes níveis de resiliência. Em áreas de alta resiliência, técnicas menos invasivas são preferíveis, enquanto em locais degradados são necessárias intervenções mais intensivas. Já em áreas menos impactadas, a regeneração natural foi suficiente.

Envolvimento comunitário

A integração do conhecimento empírico e tradicional das comunidades foi fundamental para ajustar as técnicas de restauração às peculiaridades locais. A capacitação em gestão de viveiros e técnicas de plantio ajudou a aumentar a adesão e o envolvimento das comunidades no processo.

Monitoramento contínuo e gestão adaptativa

O monitoramento contínuo dos níveis de água e da vegetação permite ajustes nas estratégias de manejo em resposta às condições ambientais e climáticas. A gestão adaptativa de recursos hídricos, aliada ao monitoramento ecológico, é essencial para a manutenção das funções ecológicas do Pantanal. O monitoramento de indicadores de sucesso da restauração, como sobrevivência das mudas e controle de invasoras, foi destacado como uma prática essencial para ajustes e melhorias ao longo do tempo.

3) Recomendações

As seguintes recomendações foram desenvolvidas para orientar as estratégias de recuperação ecológica no Pantanal, integrando as contribuições da oficina e da literatura científica:

Diagnóstico detalhado e priorização de áreas de alta e baixa resiliência

O planejamento das intervenções deve ser guiado por diagnósticos que identifiquem áreas de alta e baixa resiliência. Em áreas de alta resiliência, priorizar a regeneração passiva; em áreas de baixa resiliência, adotar transplante de plântulas e técnicas de nucleação. O mapeamento de áreas prioritárias e a disseminação de estratégias custo-efetivas, como o uso de gaiolas protetoras e a nucleação, devem ser amplamente incentivados para aumentar a escala e o impacto das iniciativas de recuperação ecológica.

Remoção de barreiras para restaurar conectividade fluvial

A remoção de barragens e a reabertura de corixos são ações prioritárias para restaurar a conectividade hidrológica e permitir o pulso de inundação necessário para a recuperação dos habitats aquáticos.

Isso favorecerá a redistribuição de nutrientes e o aumento das áreas alagáveis, promovendo a saúde dos ecossistemas aquáticos.

A construção de estradas, barragens e pequenas represas para usos agrícolas e de infraestruturas interrompe a conectividade entre os rios e as áreas alagáveis do Pantanal, essenciais para o pulso de inundação que sustenta o ecossistema. Para restaurar essa conectividade, a remoção dessas barreiras físicas, como as barragens nos rios Cassanges e Clarinho, assim como a reabertura de corixos e trechos de rios assoreados, são ações prioritárias. Restaurar o fluxo natural da água aumenta a extensão das áreas alagáveis, facilita a redistribuição de nutrientes e promove a recuperação dos habitats aquáticos (Junk et al., 2005).

Implementação de cavas e técnicas de retenção hídrica

A escavação de cavas em forma de meia-lua pode ser utilizada em áreas estratégicas, a fim de reter água durante o período de chuvas, mantendo funções ecológicas críticas e fornecendo refúgio para espécies aquáticas. Essa técnica auxilia na recomposição de nutrientes e prolonga a disponibilidade de água nas áreas circundantes, especialmente onde a remoção de barreiras físicas é inviável.

Controle de espécies invasoras e uso de espécies tolerantes ao fogo

O controle de espécies invasoras deve ser uma prioridade nas fases iniciais do projeto. Métodos como adubação verde e cobertura do solo com biomassa podem ajudar a suprimir invasoras. Recomenda-se o controle rigoroso de gramíneas exóticas em áreas alagadas e a utilização de espécies nativas resistentes ao fogo. Essas práticas aumentam a resiliência das áreas restauradas e reduzem a competição com plantas nativas. Além disso, o Manejo Integrado do Fogo (MIF) deve ser integrado ao planejamento para controlar espécies invasoras e prevenir incêndios em núcleos de regeneração.

Adaptação às incertezas climáticas

Essa fase consiste em implementar práticas adaptativas que considerem as incertezas climáticas do Pantanal, como irrigação assistida em períodos de seca e escolha de espécies tolerantes a extremos climáticos, para aumentar a resiliência das áreas em recuperação.

Fortalecimento de viveiros locais e banco de germoplasma

Aqui, busca-se implementar viveiros regionais com sementes locais para garantir a disponibilidade de mudas adaptadas. A criação de um banco de germoplasma contribuirá para a preservação da diversidade genética e facilitará o replantio em áreas degradadas.

Engajamento comunitário

O objetivo dessa fase é fortalecer o papel das comunidades locais por meio de capacitações contínuas em técnicas de restauração, gestão de viveiros e monitoramento, com uma comunicação acessível. A inclusão dos saberes tradicionais e empíricos deve ser valorizada, facilitando a participação ativa das comunidades em todas as fases do processo de restauração.

Monitoramento e gestão adaptativa de recursos hídricos

Implementar um sistema de monitoramento contínuo dos níveis de água, integrando-o à gestão adaptativa de recursos hídricos, considerando as incertezas climáticas e a variabilidade hidrológica. Esse sistema permitirá ajustes nas alocações de água em resposta às condições climáticas e hidrológicas (Padovani et al., 2010). Tal monitoramento pode fornecer dados para avaliações ecológicas que orientem as estratégias de manejo, garantindo a manutenção das funções ecológicas diante dos desafios climáticos. Nesse contexto, é fundamental fomentar pesquisas de longo prazo que avaliem a eficácia de combinações de técnicas adaptadas às condições hidrológicas e ecológicas do Pantanal.

Sustentabilidade a longo prazo e financiamento contínuo

Desenvolver estratégias de financiamento contínuo, além do período de execução dos projetos, para garantir a manutenção e o monitoramento das áreas restauradas. Fortalecer parcerias com instituições de pesquisa e ONGs, além de desenvolver políticas públicas visando garantir financiamento contínuo para projetos de restauração e promover a conscientização sobre a importância ecológica e econômica do bioma.

Essa abordagem integrada combina as melhores práticas discutidas na oficina com recomendações baseadas na literatura científica, fornecendo orientações abrangentes para a recuperação ecológica do Pantanal.

5. MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO

5.1. Importância do monitoramento e seus objetivos

Informações Substituir a frase por:

Informações e recomendações detalhadas sobre monitoramento podem ser obtidas na publicação *Recomendações para o Monitoramento da Recuperação da Vegetação do Pantanal*, da mesma série deste material.

6. MANEJO ADAPTATIVO PARA A RESTAURAÇÃO NO PANTANAL

6.1. Conceito e importância do Manejo Adaptativo

Informações e recomendações detalhadas sobre manejo adaptativo podem ser obtidas na publicação *Recomendações para o Monitoramento da Recuperação da Vegetação do Pantanal*, da mesma série deste material.

REFERÊNCIAS

- Ab'Saber, A. N. (1988). O Pantanal Mato-Grossense e a teoria dos refúgios. *Revista Brasileira de Geografia*, 50(esp.), 9-57.
- Abdon, M. D. M., Silva, J., Souza, I. D. M., Romon, V. T., Rampazzo, J., & Ferrari, D. L. (2007). Desmatamento no bioma Pantanal até o ano 2002: relações com a fitofisionomia e limites municipais.
- Abreu, T.S.S. (2013). Dinâmica florestal e aplicação de técnicas nucleadoras para restauração ecológica em área de preservação permanente da Fazenda Experimental da Universidade Federal da Grande Dourados, MS. Dissertation, Universidade Federal da Grande Dourados.
- Agência Nacional de Águas (Brasil). Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai ANA/GEF/PNUMA/OEA: Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: Relatório Final - Brasília, 2004, 316p.
- Albuquerque, T. P. (2022). *Muvuca: O Que é e Como Funciona?* Matanativa. Disponível em: <https://matanativa.com.br/muvuca-o-que-e-e-como-funciona/>. Acesso em: 7 nov. 2024.
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., & Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment*, 613, 944-957.
- Anderson, J. T., Saldaña-Rojas, J., & Flecker, A. S. (2009). High-quality seed dispersal by fruit-eating fishes in Amazonian floodplain habitats. *Oecologia*, 161, 279-290.
- Andrade Netto, D. S. D., Rodrigues, R. R., Nave, A. G., Gandolfi, S., Molina, D., Isernhagen, I., & Copetti, L. (2015). Manual de restauração florestal de áreas de preservação permanente, Alto Teles Pires, MT.
- Aniceto, A. F. B. et al. (2021). Avaliação de técnicas de semeadura direta e da transposição de serapilheira para a emergência e estabelecimento da Manduvi (*Sterculia apetala* (Jacq). Karts.) em trabalho de restauração ecológica numa área de nascentes degradadas no Pantanal Mato-Grossense. *Research, Society and Development*, 10(2), e4510212185.
- Antoniuzzi, L., Sartorelli, P., Costa, K. et al. (2016). Restauração florestal em cadeias agropecuárias para adequação ao código florestal: análise econômica de oito estados brasileiros. *Agroicone*, INPUT, Brasil.
- Aparecido, L. M. T., Rolim, G. de S., & Santos, A. R. dos. (2021). Caracterização hídrica espacial e sazonal de Mato Grosso do Sul com dados em grid. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 36(1), 101-114. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbmet/a/ttrkLRRyRsfxM6y5vvY9jyx/>. Acessado em: 16 nov. 2024.
- Araujo, J.M., Correa, S.B., Anderson, J., & Penha, J. (2020). Fruit preferences by fishes in a Neotropical floodplain. *Biotropica*, 52, 1131-1141.
- Araujo, J. M., Correa, S. B., Penha, J., Anderson, J., & Traveset, A. (2021). Implications of overfishing of frugivorous fishes for cryptic function loss in a Neotropical floodplain. *Journal of Applied Ecology*, 58: 1499-1510.
- Arieira, J., Cunha, C.N.D. (2006). Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20, 569-580.

- Aronson, J., Clewell, A. F., Blignaut, J. N., & Milton, S. J. (2006). Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation*, 14(3-4), 135-139.
- Aronson, J., Clewell, A. F., Blignaut, J. N., & Milton, S. J. (2011). Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation*, 19(3), 206-209.
- Aronson, J. C., Blatt, C. M., & Aronson, T. B. (2016). Restoring ecosystem health to improve human health and well-being. *Ecology and Society*, 21(4).
- Arruda, E. C.; Cunha, C. N.; Sartori, A. L. B.; Pott, A.; et al. (2016). Classificação dos macrohabitats do Pantanal Brasileiro: atualização para políticas públicas e manejo de áreas protegidas. *Revista Brasileira de Biodiversidade*. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1152513>. Acesso em: 14 nov. 2024.
- Arruda, W. de S., Oldeland, J., Paranhos Filho, A. C., Pott, A., Cunha, N. L., Ishii, I. H., et al. (2016). Inundações e incêndios moldam a estrutura das matas ciliares no Pantanal, Brasil. *PLoS ONE*, 11(6), e0156825.
- Assine, M. L. (2003). Sedimentação na bacia do Pantanal Mato-Grossense, Centro-Oeste do Brasil.
- Assine, M. L., & Soares, P. C. (2004). Quaternary of the Pantanal, west-central Brazil. *Quaternary International*, 114(1), 23-34.
- Assine, M. L., Merino, E. R., Pupim, F. N., Warren, L. V., Guerreiro, R. L., & McGlue, M. M. (2016). Geology and geomorphology of the Pantanal basin. In *Dynamics of the Pantanal wetland in South America* (pp. 23-50).
- Attanasio, C. M. *Manual Técnico: Restauração e monitoramento da Mata Ciliar e da Reserva Legal para a Certificação Agrícola – Conservação da Biodiversidade na Cafeicultura*. Piracicaba: IMAFLORA; 2008.
- Bao, F., Villa, P. M. Rodrigues, A. C., Schmitz, D., de Assis, M. A., Arruda, R., & Pott, A. (2019). Topography and seasonality promotes taxonomic beta diversity of seedlings in a tropical wetland. *Oecologia Australis*, 23(4).
- Barbosa da Silva, F. H. (2020). *Florística e biomassa da vegetação de campos sazonalmente inundáveis do Pantanal de Mato Grosso*. Porto Alegre: UFRGS.
- Barbosa da Silva, F. H., Arieira, J., Parolin, P., Nunes da Cunha, C., & Junk, W. J. (2016). Shrub encroachment influences herbaceous communities in flooded grasslands of a neotropical savanna wetland. *Applied Vegetation Science*, 19(3), 391-400.
- Beirigo, R. M., Pablo, V. T., Stappe, J. L., Couto, E. G., & Andrade, G. R. P. (2011). Solos da Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal. Rio de Janeiro, SESC, Departamento Nacional, 75 p. (*Conhecendo o Pantanal* 7).
- Bello, L. Semeadura direta é alternativa para restauração ambiental. EMBRAPA, 2023. Notícia. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/78824410/semeadura-direta-e-alternativa-para-restauracao-ambiental>>. Acesso em: 6 nov. 2024.
- Benites, R. M. A., Guerra, A., Reis, L. K., dos Santos Ferreira, B. H., Borges, F. L. G., Ferreira, I. J. K., Abrahão, M., & Garcia, L. C. (2020). Núcleo, cartão, or manual crowning: which maintenance technique is most cost-effective in tree seedling survival establishment?. *Journal of Environmental Management*, 270, 110900.
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X., & Martin, D. (2012). Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma*, 191, 3-13.
- Bogarín, M. R., Reis, L. K., Laura, V. A., Pott, A., Szabo, J. K., & Garcia, L. C. (2023). Morphological and phenological strategies for flooding tolerance in Cerrado

- and Pantanal trees: implications for restoration under new legislation. *Restoration Ecology*, 31(1), e13660.
- Borges, F.L.G., Oliveira, M.R., Reis, L.K., Garcia, L.C. (2020). Screens and webs: multifunctional seedling shelters contribute to Araneae restoration. *Ecol Eng* 158:106026.
- Brancalion, P. H. S., Gandolfi, S., & Rodrigues, R. R. (2015). *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos.
- Brancalion, P. H. S., Viani, R. A. G., Aronson, J., & Rodrigues, R. R. (2013). Enhancing biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes: The role of agroforestry. *Restoration Ecology*, 21(1), 42-50.
- BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Instrução Normativa ICMBio n. 08, de 11 de dezembro de 2014. Estabelece procedimentos para a recuperação e restauração de áreas após a demolição de edificações e benfeitorias. Brasília, DF, 2014.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm Acesso em: 18 nov. 2024.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Departamento de Florestas. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Planaveg 2025-2028; Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Brasília, DF, 2024. Disponível em: http://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/sbio/dflo/plano-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao-nativa-planaveg/planaveg_2025-2028_2dez2024.pdf Acesso em: 14 jun. 2025.
- Bridgham, S. D., Megonigal, J. P., Keller, J. K., Bliss, N. B., & Trettin, C. (2006). The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26(4), 889-916.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492-507.
- Calegari, L., Martins, S.V., Busato, L.C. et al. (2011). Seedling production of native tree species in nurseries via rescue of young plants. *Revista Árvore*, 35(1):41-50.
- Capon, S. J. (2005). Flood variability and spatial variation in plant community composition and structure on a large arid floodplain. *Journal of Arid Environments*, 60(2), 283-302.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P. & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Ceccon, E., González, E. J., & Martorell, C. (2016). Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. *Land Degradation and Development*, 27(3), 511-520.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143, 1-10.
- Chabaribery, D., Silva, J. R., Tavares, F. J., Loli, M. V. B., Silva, R., Monteiro, A. V. M. (2008). Recuperação de matas ciliares: sistemas de formação de floresta nativa em propriedades familiares. *Informações Econômicas*, São Paulo, v. 38, n. 6, p. 7-20.

- Chazdon, R.L. (2014). *Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. *Biotropica*, 48(6), 716-730.
- Cherry, J. A., Ramseur Jr, G. S., Sparks, E. L., & Cebrian, J. (2015). Testing sea-level rise impacts in tidal wetlands: A novel in situ approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(12), 1443-1451.
- Choi, Y. D. (2004). Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration. *Ecological Research*, 19(1), 75-81. DOI: 10.1111/j.1440-1703.2003.00562.x.
- Clewell, A. F., & Aronson, J. (2006). Motivations for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology*, 20(2), 420-428.
- Clewell, A. F., & Lea, R. (1990). Creation and restoration of forested wetland vegetation in the southeastern United States. In J. A. Kusler & M. E. Kentula (Eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science* (pp. 195-231). Island Press, Washington, DC.
- Cole, R.J., Holl, K.D., Keene, C.L. et al. (2010). Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *For Ecol Manag*, 261:1590–1597.
- Corbin, J. D., & Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265, 37-46.
- Corbin, J.D., Robinson, G.R., Hafkemeyer, L.M., Handel, S.N. (2016) A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. *Ecological Applications*, 26:104-114.
- Correa, S.B., Winemiller, K.O., Lopez-Fernandez, H., & Galetti, M. (2007). Evolutionary perspectives on seed consumption and dispersal by fishes. *Bioscience*, 57(9), 748-756.
- Correa, S. B., Araujo, J.K., Penha, J. M. F., Nunes da Cunha, C., Stevenson, P. R., & Anderson, J. T. (2015). Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. *Biological Conservation*, 191, 159–167.
- Correa, S. B., de Oliveira, P. C., Nunes da Cunha, C., Penha, J., & Anderson, J.T. (2018). Water and fish select for fleshy fruits in tropical wetland forests. *Biotropica*, 50, 312–318.
- Couto, E. G., Chig, L. A., Nunes da Cunha, C., & Loureiro, M. F. (2006). Estudo sobre o impacto do fogo na disponibilidade de nutrientes, no banco de sementes e na biota de solos da RPPN SESC Pantanal. Rio de Janeiro: SESC, Departamento Nacional, 56 p.
- Couto, E. G., Corrêa, G. R., Oliveira, V. A., do Nascimento, A. F., Vidal-Torrado, P., Beirigo, R., & Schaefer, C. E. (2023). Soils of Pantanal: The largest continental wetland. In *The Soils of Brazil* (pp. 239-267). Cham: Springer International Publishing.
- Craft, C. B. (2001). Soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus as indicators of recovery in restored coastal wetlands. *Restoration Ecology*, 9(2), 189-197.
- Craft, C. B. (2016). *Creating and Restoring Wetlands: From Theory to Practice*. Elsevier.
- Crawford, R. M. M. (1992). Oxygen availability as an ecological limit to plant distribution. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 23, pp. 93-185). Academic Press.

- Cunningham, S. A., Colloff, M. J., & Mac Nally, R. (2006). Restoration of plant biodiversity on agricultural floodplains in temperate regions: A review of ecological concepts and techniques. *Biological Conservation*, 134(3), 239-258.
- Cunha, C. N., Piedade, M. T. F., & Junk, W. J. (2015). Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Cuiabá, MT: EdUFMT.
- Dala-Corte, R.B., Melo, A.S., Siqueira, T., et al. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57: 1391–1402.
- Damasceno-Junior, G. A., de Oliveira Roque, F., Garcia, L. C., Ribeiro, D. B., Tomas, W. M., Scremin-Dias, E., & Pott, A. (2021). Lessons to be learned from the wildfire catastrophe of 2020 in the Pantanal wetland. *Wetland Sci. Pract.*, 38, 107–115.
- Damasceno-Junior, G. A., Semir, J., Santos, F. A. M. D., Leitão-Filho, H. D. F. (2004). Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. *Acta Botanica Brasilica*, 18, 839-846.
- Davidson, N. C., et al. (2012). Global losses of wetlands and other ecosystems. *Nature*, 37, 217-220.
- Davidson, N. C., & Finlayson, C. Max. (2018). Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Marine and Freshwater Research*, 69(10), 1525-1533.
- DeBano, L. F. (2000). The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: A review. *Journal of Hydrology*, 231, 195-206.
- De La Peña-Domene, M., Martínez-Garza, C., Howe, H. F. (2013). Early recruitment dynamics in tropical restoration. *Ecological applications*, v. 23, n. 5, p. 1124-1134.
- Diaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646-655.
- Donatti, C. I., Galetti, M., Pizo, M. A., Guimarães, P. J., & Jordano, P. (2007). Living in the land of ghosts: Fruit traits and the importance of large mammals as seed dispersers in the Pantanal, Brazil. In *Seed dispersal: Theory and its application in a changing world* (pp. 104-123). Wallingford, UK: CABI.
- Duarte, T. G., Nunes da Cunha, C., & Junk, W. J. (2017). Reconhecimento e apreciação da classificação dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense por pantaneiros de Poconé-MT. In Nunes da Cunha, C., Arruda, E. C., & Junk, W. J. (Eds.), *Marcos Referenciais para a Lei Federal do Pantanal e gestão de outras áreas úmidas* (pp. 81-97). Cuiabá-MT: EdUFMT, Carlini & Caniato.
- Durigan, G., & Engel, V. L. (2010). The role of fire in the restoration of Brazilian cerrado woodlands. *Ecological Restoration*, 28(2), 113-119.
- Durigan, G., & Ratter, J. A. (2016). The need for a consistent fire policy in Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 11-15.
- Ebert, A., Berlinck, C. N., & Nunes da Cunha, C. (2024). Three prescribed fire regimes on the restoration of flooded savannah grasslands under encroachment of *Vochysia divergens* Pohl, Pantanal, Brazil. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 17(3), 165.
- Eliáš, P., & Mariničová, P. (2017). Ecological functions of vegetation as potentials of ecosystem services (floodplain alder forest in the Trábeč microregion).
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1), 71-84.

ESTADO DE MATO GROSSO. (2008). Lei Estadual nº 8.830, de 21 de janeiro de 2008. Assembleia Legislativa do Estado do Mato Grosso. Dispõe sobre a política estadual de gestão e proteção à Bacia do Alto Paraguai no Estado de Mato Grosso e dá outras providências.

Fenner, M., & Thompson, K. (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge university press.

Ferreira-Júnior, W. G., Schaefer, C. E., Cunha, C. N., Duarte, T. G., Chieriegatto, L. C., & Carmo, F. M. (2016). Flood regime and water table determines tree distribution in a forest-savanna gradient in the Brazilian Pantanal. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88(Suppl 1), 719-731.

Finlayson, C. M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R. J., Middleton, B. A., Van Dam, A. A., & Davidson, N. C. (2018). *The Wetland Book: II: Distribution, Description, and Conservation*. Dordrecht: Springer.

Fisher, J. L., Loneragan, W. A., Dixon, K., Delaney, J., & Veneklaas, E. J. (2009). Altered vegetation structure and composition linked to fire frequency and plant invasion in a biodiverse woodland. *Biological Conservation*, 142(10), 2270-2281.

Franco, L. C. (2023). Viabilidade da Técnica de Transplântio de Mudanças em Florestas Alagáveis do Pantanal. Cuiabá, Mato Grosso: UFMT.

Fróes, C.Q. (2015). Técnica de restauração ecológica aplicada à Área de Preservação Permanente no sul do Mato Grosso do Sul. Dissertation, Universidade Federal da Grande Dourados.

Galetti, M., Donatti, C. I., Pizo, M. A., & Giacomini, H. (2008). Big Fish are the Best: Seed Dispersal of *Bactris glaucescens* by the Pacu Fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. *Biotropica*, 40, 386-389.

Galvao, A.P.M., Porfírio-da-Silva, V. (2005). Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso. Colombo: Embrapa Florestas, 143p.

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Dixon, K. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1-S46.

Gandolfi, S., Joly, C. A., & Rodrigues, R. R. (2007). Permeability-impermeability: Continuum in landscapes of São Paulo State, Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 79(1), 38-46.

Garcia, L. C., Fidelis, A., & Dutra-Silva, R. (2021). Avaliação da restauração ecológica em áreas de preservação permanente no Brasil e suas implicações para o Cerrado e Mata Atlântica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pab/a/xLMdy99ykqWTw5BTD8wg3tm/?lang=pt>. Acesso em: 14 nov. 2024.

Garcia, L. C., Martins, S. V., & Batista, A. C. (2013). As áreas de preservação permanente (APPs) e o Código Florestal brasileiro: impacto sobre os biomas brasileiros. In: *Desafios na conservação e manejo de áreas de preservação*. São Paulo: Editora Brasil Verde.

Garcia, L. C., Szabo, J. K., de Oliveira Roque, F., Pereira, A. D. M. M., da Cunha, C. N., Damasceno-Júnior, G. A., & Ribeiro, D. B. (2021). Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *Journal of Environmental Management*, 293, 112870.

Girard, P., de Oliveira Roque, F., Cabral de Sousa Jr, W., & Hamilton, S. K. (2024). Expansion of fluvial transport of commodities through the Pantanal floodplains of Brazil: Potential impacts and interference by climate change. *Conservation Science and Practice*, e13126.

- Gloor, M., Barichivich, J., Brien, R. J. W., Schöngart, J., Peylin, P., Cintra, B. B. L., Feldpausch, T. R., Phillips, O. L., & Baker, J. (2015). Recent Amazon climate as background for possible ongoing and future changes of Amazon humid forests. *Global Biogeochemical Cycles*, 29, 1384–1399.
- Gloor, M., Brien, R. J., Galbraith, D., Feldpausch, T. R., Schöngart, J., Guyot, J. L., ... & Phillips, O. L. (2013). Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophysical Research Letters*, 40(9), 1729-1733.
- Goulding, M. (1980). The fish and the forest: explorations in Amazonian natural history. Berkeley: University of California Press, pp. 280.
- Gonçalves, F. L. A., Resende, A. S., Lima, I. S. S., & Chaer, G. M. (2018). Manual crowning versus cardboard in forest restoration: costs and effect on seedling development. *Planta Daninha*, 36.
- Gonçalves, T. F., Correa, C. M., Audino, L. D., Vaz-de-Mello, F. Z., Fontoura, F. M., & Guedes, N. M. (2022). Quantifying the post-fire recovery of taxonomic and functional diversity of dung beetles in the Brazilian Pantanal. *Ecological Entomology*, 47(4), 601-612.
- Gosper, C. R., Yates, C. J., & Prober, S. M. (2013). Floristic diversity in fire-sensitive eucalypt woodlands shows a 'U'-shaped relationship with time since fire. *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1187-1196.
- Grace, J.B. & Ford, M.A. (1996). The potential impact of herbivores on the susceptibility of the marsh plant *Sagittaria lancifolia* to saltwater intrusion in coastal wetlands. *Estuaries* 19:13–20.
- Grime, J. P. (1979). *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons.
- Grime, J. P. (2001). *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties* (2nd ed.). John Wiley & Sons.
- Grossnickle, S.C. & Ivetic, V. (2017). Direct seeding in reforestation – A field performance review. *REFORESTA*, n. 4, p. 94–142.
- Grubb, P. J. (1977). The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological reviews*, 52(1), 107-145.
- Guerra, A., de Oliveira Roque, F., Garcia, L. C., Ochoa-Quintero, J. M., de Oliveira, P. T. S., Guariento, R. D., & Rosa, I. M. (2020). Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. *Land Use Policy*, 91, 104388.
- Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., Maidana, D. P. F. D. L., Santos, T. M. R. D., Shibuya, P. S., Marques, M. C. M., Laurance, S. G. W., & Garcia, L. C. (2020). Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, 458.
- Gunderson, L. H., & Holling, C. S. (2002). *Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems*. Island Press.
- Hallett, L. M., Standish, R. J., Hobbs, R. J., & Mayfield, M. M. (2013). Towards a conceptual framework for novel ecosystems. *Restoration Ecology*, 21(3), 285-289. DOI: 10.1111/rec.12040.
- 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. *Archives of Hydrobiology*, 137(1), 1-23.
- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: Repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239-246.

- Holl, K.D. & Aide, T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *For Ecol Manag*, 261:1558–1563.
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1-23.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35.
- Horn, M. H., Correa, S. B., Parolin, P., Pollux, B. J. A., Anderson, J. T., Lucas, C., Widmann, P., Tjiu, A., Galetti, M., & Goulding, M. (2011). Seed dispersal by fishes in tropical and temperate fresh waters: The growing evidence. *Acta Oecologia*, 1-17.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Biomas e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/biomas/#/home/>. Acesso em: 5 nov. 2024.
- Jakovac C.C., Bentos T.V., Mesquita R.C.G., G., Williamson B. 2014. Age and Light Effects on Seedling Growth in Two Alternative Secondary Successions in Central Amazonia. *Plant Ecology and Diversity*. <https://doi.org/10.1080/17550874.2012.716088>.
- Jordano, P. (2000). Fruits and frugivory. In: Fenner, M. (Eds.) *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities* (2nd ed., pp. 125-166). UK, CABI, Wallingford.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106(1), 110-127.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In D. P. Dodge (Ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium* (Vol. 106, pp. 110–127). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Junk, W. J., Da Silva, C. J., Wantzen, K. M., Nunes da Cunha, C., & Nogueira, F. (2009). The Pantanal of Mato Grosso: Linking ecological research, actual use and management for sustainable development. In *The Wetlands Handbook* (pp. 908-943).
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., ... & Maltchik, L. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1), 5-22.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., & Wittmann, F. (2014). A classificação dos macrohabitats das várzeas amazônicas. In Nunes da Cunha, C., Piedade, M. T. F., & Junk, W. J. (Orgs.), *Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de Seus Macrohabitats* (pp. 131-164). Cuiabá: EdUFMT.
- 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., Wittmann, F., Schöngart, J., & Maltchik, L. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1), 5-22.
- Junk, W. J., Wittmann, F., Schöngart, J., & Piedade, M. T. F. (2015). A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management*, 23(4), 677-693.

- Junk, W. J. (2024). World wetlands classification: a new hierarchic hydro-ecological approach. *Wetlands Ecology and Management*, 1-27.
- Junk, W. J., & de Cunha, C. N. (2005). Pantanal: A large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering*, 24(4), 391-401.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Wittmann, F. (2012). A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzea). *Wetlands Ecology and Management* 20, 461-475. doi: 10.1007/s11273-012-9268-0.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2008). *Treatment Wetlands*. CRC Press.
- Keddy, P. A. (2010). Restoration of wetlands. In *Wetland Ecology: Principles and Conservation* (2nd ed., pp. 321-345). Cambridge University Press.
- Keeley, J. E., & Franz, E. H. (1979). Adaptive significance of alcoholic fermentation in plants. *American Naturalist*, 113(3), 480-484. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1086/283408>. Acesso em: 14 nov. 2024.
- Kohagura, T. D. C., Souza, E. B. D., Bao, F., Ferreira, F. A., & Pott, A. (2020). Flood and fire affect the soil seed bank of riparian forest in the Pantanal wetland. *Rodriguésia*, 71, e00052018.
- Konapala, G., Mishra, A. K., Wada, Y., & Mann, M. E. (2020). Climate change will affect global water availability through compounding changes in seasonal precipitation and evaporation. *Nature Communications*, 11(1), 3044.
- Kozlowski, T. T. (1984). Responses of woody plants to flooding. In *Flooding and Plant Growth* (T. T. Kozlowski, ed., pp. 129-163). Academic Press, San Diego.
- Kozlowski, T. T., & Pallardy, S. G. (2002). Acclimation and adaptive responses of woody plants to environmental stresses. *The Botanical Review*, 68(2), 270-334.
- Kubitzki, K., & Ziburski, A. (1994). Seed dispersal in floodplain forests of Amazonia. *Biotropica*, 26, 30-43.
- Lamb, D., Erskine, P. D., Parrotta, J. J. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, New York, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., & Forbes, T. D. A. (1997). Plant functional classifications: From general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(12), 474-478.
- Leck, M. A. 1989. Wetland seed banks. In: Leck, M. A., Parker, V. T. & Simpson, R. L. (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*, pp. 283-305. Academic Press, San Diego.
- Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; e dá outras providências.
- Li, X. & Gallagher, J. L. (1996). Tissue culture and plant regeneration of big cordgrass, *Spartina cynosuroides*: implications for wetland restoration. *Wetlands* (Wilmington, N.C.), v. 16, n. 4, p. 410-415.
- Liu, Q., Liu, J., Liu, H., Liang, L., Cai, Y., Wang, X., & Li, C. (2020). Vegetation dynamics under water-level fluctuations: Implications for wetland restoration. *Journal of Hydrology*, 581, 124418.
- Londo, A. J., & Mroz, G. D. (2001). Bucket mounding as a mechanical site preparation technique in wetlands. *Northern Journal of Applied Forestry*, 18(1), 7-13.
- Louzada, R. O., Bergier, I., & de Oliveira Roque, F. (2023b). The first inventory of gullies in the Upper Taquari River Basin (Brazil) and its agreement with land use classes. *Ecological Informatics*, 78, 102365.

- Magalhães Neto, N., & Evangelista, H. (2022). Human activity behind the unprecedented 2020 wildfire in Brazilian wetlands (Pantanal). *Frontiers in Environmental Science*, 10, 888578.
- Maksimova, E., & Abakumov, E. (2015). Wildfire effects on ash composition and biological properties of soils in forest-steppe ecosystems of Russia. *Environmental Earth Sciences*, 74, 4395-4405.
- MAPBIOMAS. *Projeto MapBiomias - Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil - Coleção 9*. 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 19 nov. 2024.
- Marengo, J. A.; Espinoza, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *International Journal of Climatology*, 36(3), 1033-1050, 2016.
- Martins, P. I., Belém, L. B. C., Szabo, J. K., Libonati, R., & Garcia, L. C. (2022). Prioritising areas for wildfire prevention and post-fire restoration in the Brazilian Pantanal. *Ecological Engineering*, 176, 106517.
- MATO GROSSO DO SUL. Decreto n. 14.273, de 8 de outubro de 2015. Dispõe sobre a Área de Uso Restrito da planície inundável do Pantanal, no Estado de Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de Mato Grosso do Sul*, Campo Grande, 8 out. 2015.
- McAlpine, C., Catterall, C.P., Nally, M.R., et al. (2016). Integrating plant- and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(1): 37-45.
- Mesquita, R. C. G., Massoca, P. E. S., Jakovac, A. C., Bentos, T. V., & Williamson, G. B. Amazon rain forest succession: Stochasticity or land-use legacy? *Bioscience*, 65(9), 849-861, 2015.
- Metzger, J. P., Goldenberg, R., & Bernacci, L. C. (1998). Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP). *Brazilian Journal of Botany*, 21, 321-330.
- Middleton, B. A. *Wetland Restoration, Flood Pulsing, and Disturbance Dynamics*. John Wiley & Sons, 1999.
- Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. *Wetlands* (4th ed.). John Wiley & Sons, 2000.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. *Wetlands* (5th ed.). John Wiley & Sons, 2015.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., & Hernandez, M. E. Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 9(1), 1-4, 2013.
- Moreira, T., Fontelles, L., & Meireles, T. (2017). Restauração Ecológica no Brasil: Desafios e Oportunidades. WWF Brasil.
- Nakamura, M. Strategies Employed by Two Floating-leaved Wetland Plants to Address Oxygen Demands in Anaerobic Conditions. *Journal of Agriculture Science Tokyo*, 2021. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/482735028.pdf>. Acesso em: 14 nov. 2024.
- Nascimento, A. F., Furquim, S. A. C., Graham, R. C., Beirigo, R. M., Oliveira, J. C., Couto, E. G., & Vidal-Torrado, P. Pedogenesis in a Pleistocene fluvial system of the Northern Pantanal - Brazil. *Geoderma*, 255, 58-72, 2015.
- Nascimento, A. F. Relações pedologia-geomorfologia-sedimentologia no Pantanal Norte. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior

- de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012. doi:10.11606/T.11.2012.tde-06072012-103745. Acesso em: 2024-11-15.
- NBL – Engenharia Ambiental Ltda e The Nature Conservancy (TNC). (2003). Manual de Restauração Florestal: Um Instrumento de Apoio à Adequação Ambiental de Propriedades Rurais do Pará. The Nature Conservancy, Belém, PA, 128 p.
- Nunes da Cunha, C., Bergier, I., Tomas, W. M., Damasceno-Júnior, G. A., Santos, S. A., Assunção, V. A., & Junk, W. J. (2022). Hydrology and Vegetation Base for Classification of Macrohabitats of the Brazilian Pantanal for Policy-Making and Management. In *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland* (pp. 365-391). Cham: Springer International Publishing.
- Nunes da Cunha, C., Bergier, I., Tomas, W. M., Damasceno-Júnior, G. A., Santos, S. A., Assunção, V. A., Sartori, A. L. B., Pott, A., Arruda, E. C., Garcia, A. S., Nicola, R. D., & Junk, W. J. (2022). Classificação dos macrohabitats do Pantanal Brasileiro: atualização para políticas públicas e manejo de áreas protegidas. *Biodiversidade Brasileira*, 13(1), 1–26.
- Nunes da Cunha, C., & Junk, W. J. (2014). A classificação dos macrohabitats do Pantanal Mato-grossense. In *Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats* (pp. 77-122). Cuiabá: EdUFMT.
- 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(1), 103-110.
- Oliveira Junior, J. C., Furquim, S. A. C., Nascimento, A. F., Beirigo, R. M., Barbiero, L., Valles, V., Couto, E. G., & Vidal-Torrado, P. Salt-affected soils on elevated landforms of an alluvial megafan, northern Pantanal, Brazil. *CATENA*, 172, 819-830, 2019.
- Oliveira, M. R., Tomas, W. M., Guedes, N. M. R., Peterson, A. T., Szabo, J. K., Junior, A. S., & Garcia, L. C. (2021). The relationship between scale and predictor variables in species distribution models applied to conservation. *Biodiversity and Conservation*, 30, 1971-1990.
- Olivo-Neto, A.M., Da Silva, C.J., Ikeda-Castrillon, S.K., Lazaro, W.L., Damasceno-Junior, G.A., Gris, D., & Sander, N. L. (2020). Spatial distribution of single specie dominant forests of *Erythrina fusca* Lour. at the Taiamã Ecological Station, Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Tropical Ecology*, 61, 248–257.
- Pacheco, V. P. Influência do gradiente de inundação na composição florística, estrutura fitossociológica e padrão de distribuição das espécies em floresta ripária do rio Cuiabá, Pantanal, MT. 2010. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2010.
- Padovani, C.R. Dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal. 2010. 174 f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. (Eds.). (2016). *Foundations of restoration ecology* (pp. 364-364). Washington, DC: Island Press.
- Palmintier, C., & Appleton, B. L. (1996). Restoration and Creation of Forested Wetlands: A Guide.
- Paranhos Filho, A. C., Moreira, E. S., Oliveira, A. K. M. D., Pagotto, T. C. S., & Miotto, C. L. (2014). Análise da variação da cobertura do solo no Pantanal de 2003 a 2010 através de sensoriamento remoto. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 19, 69-76.

- Parolin, P., De Simone, O., Haase, K., Waldhoff, D., Rottenberger, S., Kuhn, U., et al. (2004). Central Amazonian floodplain forests: tree adaptations in a pulsing system. *The Botanical Review*, 70, 357–380.
- Parolin, P. (2012). Diversity of adaptations to flooding in trees of Amazonian floodplains. *Pesquisas Botanica*, 63, 7–28.
- Parson, A., Robichaud, P. R., Lewis, S. A., Napper, C., & Clark, J. T. (2010). Field guide for mapping post-fire soil burn severity. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-243*. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 49 p.243.
- Pereira, Z.V., Ribeiro, J.F., Ogata, R. et al. (2014). Semeadura direta mecanizada na recuperação de Reserva Legal com diversificação de espécies do bioma Cerrado do Distrito Federal. *Cad Agroecol*, 9(4):1–11.
- Pereira, I.M., Botelho, S.A., Davide, A. C. (2015). Restauração de ecossistemas: bases ecológicas e silviculturais. In: A.C. DAVIDE, S.A. BOTELHO (ed.), *Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares*, pp. 369-432. Lavras, UFLA.
- Pereira, Z.V., Sangalli, A., Padovan, M.P., Lobtchenko, J.C.P. (2020). Ecological restoration in a permanent preservation area in the state of Mato Grosso do Sul. *Brazil J Anim Environ Res*, 3(4):4394–4407.
- Peters, M. & Clarkson, B. (2012). Wetland restoration: a handbook for New Zealand freshwater systems. *Manaaki Whenua Press*, 2010.
- Pott, A., Pott, V.J. (1996). Flora do Pantanal, listagem atual de Fanerógamas. In: *Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socio-econômicos do Pantanal, Corumbá, 1996*. Corumbá: Embrapa, 1999. pp. 297-325.
- Pott, V.J., Pott, A. (2011). Species diversity, distribution, and biomass of aquatic macrophytes of the Pantanal. In: *Junk WJ, Da Silva CJ, Nunes da Cunha CN, Wantzen KM (eds.). The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Pensoft, Sofia p 257–279.
- Pott, A., Garcia, L.C., Pereira, Z.V. et al. (2018). Potencial de regeneração natural da vegetação do Pantanal. *Ministério do Meio Ambiente*, p6.
- Pott, A., Bao, F., & de Souza, E. B. (2022). Soil seed banks in the Pantanal wetland. In *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland* (pp. 579-607). Cham: Springer International Publishing.
- Pott, A., & Pott, V. J. (2022). Flora of the Pantanal. In *Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland* (pp. 39-228). Cham: Springer International Publishing.
- Pott, A., Santos, A. S., Valls, J. F. M. (2013). Pantanal. In: *Reis RA, Bernardes TF, Siqueira GR (eds) Forragicultura: ciência, tecnologia e gestão dos recursos forrageiros*. Maria de Lourdes Brandel, Jaboticabal. Cap.12, pp 173–186
- Power, M. J., Whitney, B. S., Mayle, F. E., Neves, D. M., de Boer, E. J., & Maclean, K. S. (2016). Fire, climate and vegetation linkages in the Bolivian Chiquitano seasonally dry tropical forest. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 371, 20150165.
- Ramsar Convention. (1999). Resolution VII.10: Wetland Risk Assessment Framework. Available at https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key_res_vii.10e.pdf.
- Ramsar Convention. (2002a). Resolution VIII.8: Assessing and reporting the status and trends of wetlands, and the implementation of Article 3.2 of the Convention. Available at https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/res/key_res_viii_08_e.pdf.

- Ramsar Convention. (2016). Manual Ramsar para o Uso Racional das Áreas Úmidas. 4ª ed. Gland, Suíça.
- Redário, E. (2024). Sementes da Mudança: Adoção do Método da “Muvuca” para Biodiversidade e Restauração Social. ISA. Disponível em: <https://www.socioambiental.org/noticias-socioambientais/sementes-da-mudanca-adocao-do-metodo-da-muvuca-para-biodiversidade-e>. Acesso em: 7 nov. 2024.
- Reid, J. L., Holl, K. D., & Zahawi, R. A. (2015). Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, 25(4), 1072-1082.
- Reis, L.K., Guerra, A., Colado, M.L.Z., et al. (2019). Which spatial arrangement of green manure is able to reduce herbivory and invasion of exotic grasses in native species? *Ecological Applications*, 29: 1-24.
- Reis, L. K., Junior, G. A. D., Battaglia, L. L., & Garcia, L. C. (2021). Can transplanting seedlings with protection against herbivory be a cost-effective restoration strategy for seasonally flooded environments?. *Forest Ecology and Management*, 483, 118742.
- Rego, N.H. Urbanetz, C. (2017). Potencial do uso da semeadura direta para a recomposição florestal no Pantanal da Nhecolândia, MS. *Cir Téc Embrapa Pantanal* 117:1-6.
- Rey-Benayas, J. M., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science*, 325(5944), 1121-1124.
- Resende, E. K. Pulso de inundação: Processo ecológico essencial à vida no Pantanal. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2008. (Documentos, 94). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/807537/1/DOC94.pdf>.
- Rezende, G.M.,Vieira, D.L.M. (2019). Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. *Forest Ecology and Management*, 433, 93-104.
- Rodrigues, R. R.; Brancalion, P. H. S.; Isernhagen, I. (2009a). Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto Bio Atlântica, 256 p.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. (2000). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares, p.235-247. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. (Eds) Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo EDUSP/FAPESP.
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242-1251.
- Roque, F. O., Ochoa-Quintero, J., Ribeiro, D.B., Sugai, L. S., Costa-Pereira, R., Lourival, R., & Bino, G. (2016). Upland habitat loss as a threat to Pantanal wetlands. *Conservation Biology*, 30(5), 1131-1134.
- Sansevero, J. B., Alonso, J. M., Booth, M. C., Bueno, M. M., Carvalho, L. S., Clemente, N., ... & Valcarcel, R. (2018). On the teaching of ecological restoration in Brazil: An analysis of postgraduate courses. *Restoration Ecology*, 26(5), 997-1004.
- Schellekens, J., Justi, M., Macedo, R., Calegari, M. R., Buurman, P., Kuyper, T. W., & Vidal-Torrado, P. (2023). Long-term carbon storage in Brazilian Cerrado soils—a conjunction of wildfires, bioturbation, and local edaphic controls on vegetation. *Plant and Soil*, 484(1), 645-662.
- Secretariat of the CBD. (2020a). The Post-2020 Biodiversity Framework. Retrieved from <https://www.cbd.int/conferences/post2020>.

- Shakesby, R. A., Bento, C. P., Ferreira, C. S., Ferreira, A. J., Stoof, C. R., Urbanek, E., & Walsh, R. P. (2015). Impacts of prescribed fire on soil loss and soil quality: An assessment based on an experimentally-burned catchment in central Portugal. *Catena*, 128, 278-293.
- Shafroth, P. B., Beauchamp, V. B., Briggs, M. K., Lair, K., Scott, M. L., & Sher, A. A. (2008). Planning riparian restoration in the context of Tamarix control in western North America. *Restoration Ecology*, 16(1), 97-112.
- Silveira, R., & Weiss, B. (2014). Evidence for herbaceous seed dispersal by small-bodied fishes in a Pantanal seasonal wetland. *Brazilian Journal of Biology*, 74, 588-596.
- Silveira, R., Leão-Neto, W. M., & Barbosa, F. H. (2019). Small-sized fish as possible seed dispersers: disclosing novel fish and plant species interactions in the Pantanal wetland. *Studies Neotropical Fauna and Environment*. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1669422>
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SER). (2004). The SER international primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration.
- Sousa, D.L.S. et al. (2024). Growth regulators on shooting and adventitious rooting of *Mimosa caesalpinifolia* adult stem cuttings. *Rhizosphere*, v. 30, n. 100901, p. 100901.
- Souza, R.P. (2013). Semeadura direta de espécies florestais nativas, como alternativa de restauração ecológica para a região de Dourados, estado do Mato Grosso do Sul. Dissertation, Universidade Federal da Grande Dourados.
- Souza, R. (2018). Padrões fenológicos vegetativos e reprodutivos de comunidades arbóreas em florestas inundáveis e não inundáveis (Master's thesis). Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil.
- Souza, E.B., Júnior, G.A.D., Pott, A. (2019). Soil seed bank in Pantanal riparian forest: Persistence, abundance, functional diversity and composition. *Oecologia Australis*, v. 23, n. 04, p. 891-903.
- Souza, E.B. et al. (2021). Differences between species in seed bank and vegetation helps to hold functional diversity in a floodable Neotropical savanna. *Journal of plant ecology*, v. 14, n. 4, p. 605-615.
- Suganuma, M. S., & Durigan, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, 23(3), 238-251.
- Tiffney, B.H. (2004). Vertebrate dispersal of seed plants through time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 1-29.
- Thomaz, S. M. & Bini, L. M. (2003). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. 1. ed. Maringá, PR: Editora da Universidade Estadual de Maringá.
- Tilman, D., Lehman, C. L., & Thomson, K. T. (1997). Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(5), 1857-1861.
- Timotheo, G., PAd, S., & Benini, R. (2016). Plano Estratégico de Restauração Florestal para as Regiões do Alto Teles Pires e Alto Juruena. *The Nature Conservancy, Brasília*.
- Tinér, R. W. (2017). *Wetland Indicators: A Guide to Wetland Formation, Identification, Delineation, Classification, and Mapping* (2nd ed.). Boca Raton: Taylor & Francis.

- Ulery, A. L., Graham, R. C., Goforth, B. R., & Hubbert, K. R. (2017). Fire effects on cation exchange capacity of California forest and woodland soils. *Geoderma*, 286, 125-130.
- Van der Valk, A. G., Pederson, R. L., & Davis, C. B. (1992). Restoration and creation of freshwater wetlands using seed banks. *Wetlands Ecology and Management*, 1, 191-197.
- Verhoeven, J.T.A., Beltman, B., Bobbink, R., & Whigham, D.F. (2006). *Wetlands and natural resource management*. Springer.
- Viani, R.A.G., Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R. (2012). Leaf area reduction and transplant timing for the use of seedlings from understorey in forest restoration. *Revista Árvore*, 36(2):331–339.
- Vidal, C.Y. (2008). Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas. São Paulo, São Paulo: USP.
- Wang, J., Seliskar, D.M., Gallagher, J.L. (2003). Tissue culture and plant regeneration of *Spartina alterniflora*: Implications for wetland restoration. *Wetlands*, v. 23, p. 386–393.
- Wang, C., Liu, W., & Li, J. (2011). Impacts of climate change on wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 19(3), 273-284.
- Wantzen, K. M., Assine, M. L., Bortolotto, I. M., Calheiros, D. F., Campos, Z., Catella, A. C., ... & Urbanetz, C. (2024). The end of an entire biome? World's largest wetland, the Pantanal, is menaced by the Hidrovia project which is uncertain to sustainably support large-scale navigation. *Science of The Total Environment*, 908, 167751.
- Wittmann, F., Anhué D., Junk, W. J. (2002). Tree species distribution and community structure of Central Amazonian várzea forests. *Journal of Tropical Ecology* 18: 805–820.
- Wittmann, F., Junk, W.J., Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *For Ecol Manage* 196:199–212.
- Wittmann, F. & Schöngart, Jochen & Montero, Juan & Motzer, Thomas & Junk, Wolfgang & Piedade, Maria Teresa & Queiroz, Helder. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*. 33. 1334 - 1347.
- Zahawi, R. A., & Augspurger, C. K. (2006). Tropical forest restoration: Tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecological Applications*, 16(2), 464-478.
- Zedler, J. B. (2000). Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(10), 402-407. DOI: 10.1016/S0169-5347(00)01959-5.
- Zedler, J. B. (2006). Wetland restoration: Collective insights from the field of restoration ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 39-65.
- Zedler, J. B.; Kercher, S. (2005). Are wetlands more sensitive to global change impacts? *Wetlands*, 25(3), 513-525.
- Zedler, J. B.; Kercher, S. (2005). Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 39-74.

Anexo. Lista das espécies recomendadas para a recuperação ecológica baseada nos inventários florísticos realizados na floresta ciliar da RPPN Sesc Pantanal, onde: Grupo de plantio, R = recobrimento e D = diversidade; Grupo ecológico, P = pioneira, PVL = pioneira de vida longa e M = madura; Dispersão por peixes, S = sim e N = não; Inventário Florístico, FP = Formulário PRAD, CSA = Correa et al. 2018, Souza 2018 e Araújo et al. 2020 e VPP = Pacheco 2010. *Obs: o plantio propriamente dito de cada espécie dependerá da sua disponibilidade de mudas encontradas/produzidas.

Família/Espécie	Nome popular	Hábito	Grupo de plantio	Grupo ecológico	Dispersão por peixes	Inventário florístico
Acanthaceae						
<i>Mendoncia puberula</i>		Trepadeira	.	.	S	CSA
Anacardiaceae						
<i>Spondias mombin</i>	Acaiá	Arbóreo	D	PVL	S	FP, CSA, VPP
<i>Astronium fraxinifolium</i>	Gonçaleiro	Arbóreo	D	M	N	FP
Annonaceae						
<i>Unonopsis guatteroides</i>	Carrapateira	Arbóreo	D	PVL	S	CSA
Apocynaceae						
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Peroba do brejo	Arbóreo	D	M	N	FP
<i>Tabernaemontana sp.</i>		Arbustivo	D	P	N	CSA
Arecaceae						
<i>Bactris glaucescens</i>	Tucum	Arbóreo	D	P	S	FP, CSA
<i>Bactris riparia</i>	Tucum vermelho	Arbóreo	D	P	S	FP, CSA
<i>Scheelea phalerata</i>	Acuri	Arbóreo	D	P	N	FP
<i>Acrocomia aculeata</i>	Bocaiúva	Arbóreo	D	P	N	FP
Bignoniaceae						
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Piúva	Arbóreo	D	M	N	FP, CSA, VPP
<i>Tabebuia impetiginosa</i>		Arbóreo	D	M	N	VPP
Burseraceae						
<i>Protium heptaphyllum</i>		Arbóreo	D	PVL	N	VPP
Calophyllaceae						
<i>Calophyllum brasiliensis</i>	Guanandi	Arbóreo	D	PVL	N	CSA
Cannabaceae						
<i>Celtis spinosa</i>	Sarã de espinho	Arbóreo	R	P	S	FP, CSA
Capparaceae						
<i>Crataeva tapia</i>	Cabaceira	Arbóreo	R	PVL	S	FP, CSA, VPP
Celastraceae						
<i>Salacia elliptica</i>	Siputá	Arbóreo	D	PVL	N	FP, VPP
<i>Peritassa dulcis</i>	Moranginha	Arbustivo	D	PVL	S	CSA
Chrysobalanaceae						
<i>Couepia uiti</i>	Pateiro	Arbóreo	D	PVL	S	CSA
<i>Licania parviflora</i>		Arbóreo	D	PVL	N	CSA
Clusiaceae						
<i>Garcinia brasiliensis</i>	Bacupari	Arbóreo	D	PVL	N	FP, CSA, VPP
Combretaceae						
<i>Combretum laxum</i>	Pombeiro	Arbustivo-Arbóreo	R	P	S	FP, CSA, VPP

Família/Espécie	Nome popular	Hábito	Grupo de plantio	Grupo ecológico	Dispersão por peixes	Inventário florístico
<i>Combretum discolor</i>		Arbustivo-Arbóreo	R	P	N	CSA
Connaraceae						
<i>Rourea puberula</i>	Conarus	Arbustivo	D	P	S	FP, CSA
Convolvulaceae						
<i>Ipomoea carnea</i>	Algodão herbácea	Subarbustivo	R	P	S	FP, CSA
<i>Ipomoea asarifolia</i>	Algodão cipó	Trepadeira	.	.	S	CSA
Cucurbitaceae						
<i>Cayaponia podantha</i>	Taiuiá	Liana	D	P	S	CSA
<i>Cyclanthera hystrix</i>		Trepadeira	.	.	S	CSA
Cyperaceae						
<i>Scleria melaleuca</i>	Capim navalha	Herbáceo	R	P	S	CSA
Dilleniaceae						
<i>Dolioscarpus dentatus</i>	Cipó de pacu	Liana	D	P	S	CSA
Ebenaceae						
<i>Diospyros hispida</i>	Olho de boi	Arbóreo	D	PVL	N	FP
Elaeocarpaceae						
<i>Sloanea garckeana</i>	Sloanea	Arbóreo	D	M	N	FP
Erythroxylaceae						
<i>Erythroxylum anguifugum</i>		Arvoreta	D	PVL	N	CSA, VPP
Euphorbiaceae						
<i>Caperonia castaneifolia</i>	Fumo bravo	Herbáceo	R	P	S	CSA
<i>Sapium obovatum</i>	Sarã de leite	Arbóreo	D	P	S	FP, CSA
<i>Mabea paniculata</i>		Arvoreta	D	PVL	N	FP, CSA, VPP
<i>Alchornea castaneifolia</i>		Arbóreo	R	P	N	CSA, VPP
<i>Alchornea discolor</i>		Arbóreo	R	P	N	CSA, VPP
<i>Sapium duckei</i>		Arbóreo	D	P	N	CSA
<i>Sapium hasslerianum</i>		Arbóreo	D	P	S	CSA, VPP
Fabaceae						
<i>Inga vera</i>	Ingá	Arbóreo	D	P	S	FP, CSA, VPP
<i>Inga sp</i>	Ingazinho	Arbóreo	D	P	S	FP
<i>Inga edulis</i>	Ingá	Arbóreo	D	P	S	VPP
<i>Aeschynomene sensitiva</i>		Herbáceo	R	P	N	CSA
<i>Albizzia niopoides</i>	Farinheira	Arbóreo	D	PVL	N	FP
<i>Albizzia inundata</i>	Bigueiro	Arbóreo	D	PVL	N	FP, VPP
<i>Andira inermis</i>	Fruta morcego	Arbóreo	D	M	N	FP
<i>Cassia grandis</i>	Canafistula	Arbóreo	R	PVL	N	FP, VPP
<i>Bowdichia virgilioides</i>		Arbóreo	D	M	N	CSA
<i>Chloroleucon sp</i>		Arvoreta	D	P	S	CSA
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Copaíba	Arbóreo	D	M	N	CSA
<i>Bauhinia sp.</i>	Pata de vaca	Arbóreo	R	P	N	FP

Família/Espécie	Nome popular	Hábito	Grupo de plantio	Grupo ecológico	Dispersão por peixes	Inventário florístico
<i>Mimosa pigra</i>	Mimosa pigra	Arbustivo	R	P	S	FP, CSA
<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	Arbóreo	D	M	N	FP
<i>Pterocarpus rohrii</i>	Catingueiro	Arbóreo	D	PVL	N	FP
<i>Zygia inaequalis</i>	Gaiuvira	Arbóreo	D	PVL	N	FP, CSA, VPP
Lamiaceae						
<i>Vitex cymosa</i>	Tarumã	Arbóreo	D	PVL	N	FP, CSA, VPP
Lauraceae						
<i>Ocotea suaveolens</i>	Canela preta	Arbóreo	D	PVL	S	FP, CSA, VPP
<i>Ocotea aciphylla</i>	Canela	Arbóreo	D	PVL	N	CSA
<i>Ocotea elegans</i>	Canela	Arbóreo	D	PVL	N	CSA
<i>Ocotea velloziana</i>	Canela	Arbóreo	D	PVL	N	VPP
Loganiaceae						
<i>Strychnos brasiliensis</i>	Esporão de galo	Arbustivo	D	PVL	S	CSA
Malpighiaceae						
<i>Byrsonima laxiflora</i>	Canjiqueira	Arbóreo	D	PVL	S	CSA, VPP
<i>Byrsonima crassiflora</i>	Canjicão	Arbóreo	D	PVL	S	FP
Malvaceae						
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Chico magro	Arbóreo	R	P	N	FP, CSA, VPP
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Embiruçu	Arbóreo	D	M	N	FP, VPP
<i>Ceiba pentandra</i>	Paineira	Arbóreo	D	M	N	FP
<i>Helicteres guazumaefolia</i>		Arbustivo	R	P	N	CSA
Melastomataceae						
<i>Mouriri elliptica</i>	Coroa-de-frade	Arbóreo	D	PVL	S	CSA
<i>Mouriri guianensis</i>	Roncador	Arbóreo	D	PVL	S	FP, CSA, VPP
<i>Mouriri acutiflora</i>		Arbóreo	D	PVL	N	CSA
Meliaceae						
<i>Trichilia catigua</i>	Caxuá	Arbóreo	D	PVL	S	CSA, VPP
Moraceae						
<i>Ficus</i> sp.	Figueira	Arbóreo	D	M	N	FP, CSA, VPP
<i>Brosimum lactescens</i>	Leiteiro	Arbóreo	D	M	N	FP, CSA
<i>Pseudolmedia</i> cf. <i>laevis</i>		Arbóreo	D	PVL	N	VPP
Myrtaceae						
<i>Eugenia inundata</i>	Goiabinha	Arbustivo	D	P	S	FP, CSA
<i>Eugenia tapacumensis</i>	Cambucá	Arbustivo	D	P	S	CSA
<i>Myrcia fallax</i>	Miguá	Arbóreo	D	P	S	FP, CSA, VPP
<i>Psidium guineense</i>	Goiabeira	Arbustivo	D	PVL	N	FP
<i>Eugenia biflora</i>		Arbóreo	D	PVL	N	CSA, VPP
<i>Psidium</i> sp.	Goiaba	Arbustivo	D	P	N	CSA
<i>Campomanesia eugenioides</i>		Arbóreo	D	PVL	N	VPP
Nyctaginaceae						
<i>Neea hermaphrodita</i>	Pau de sal	Arbustivo	D	PVL	N	FP, VPP

Família/Espécie	Nome popular	Hábito	Grupo de plantio	Grupo ecológico	Dispersão por peixes	Inventário florístico
<i>Guapira sp.</i>		Arbóreo	D	M	N	VPP
Olacaceae						
<i>Dulacia egleri</i>	Fruto de rato	Arbóreo	D	P	N	FP
<i>Cathedra acuminata</i>	Seriguela de rama	Arbóreo	D	PVL	N	CSA
<i>Heisteria ovata</i>		Arbóreo	D	PVL	N	VPP
Passifloraceae						
<i>Passiflora candollei</i>	Maracujazinho	Liana	D	P	S	CSA
<i>Passiflora edulis</i>	Maracujazinho	Liana	D	P	S	CSA
<i>Passiflora giberti</i>	Maracujazinho	Liana	D	P	S	CSA
Peraceae						
<i>Chaetocarpus sp.</i>		Arbóreo	D	PVL	N	VPP
Poaceae						
<i>Oryza latifolia</i>	Capim-arroz	Herbáceo	R	P	S	CSA
<i>Panicum sp.</i>		Herbáceo	R	P	S	CSA
Polygonaceae						
<i>Coccoloba obtusifolia</i>		Arbustivo-arbóreo	D	PVL	S	CSA
<i>Coccoloba ochroleata</i>		Arbustivo-arbóreo	D	PVL	S	CSA
<i>Coccoloba mollis</i>	Coccoloba	Arbustivo-Arbóreo	D	PVL	S	FP, CSA
<i>Coccoloba rigida</i>		Arbustivo-Arbóreo	D	PVL	N	CSA
<i>Coccoloba marginata</i>		Arbustivo-Arbóreo	D	PVL	N	VPP
<i>Triplaris americana</i>	Novateiro	Arbóreo	D	P	N	FP, CSA, VPP
<i>Triplaris gardneriana</i>	Bandeira divino	Arbustivo	R	P	N	FP
<i>Persicaria hispida</i>		Arbustivo	R	P	S	CSA
<i>Persicaria ferrugínea</i>		Arbustivo	R	P	S	CSA
Rhamnaceae						
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	Cabriteiro	Arbóreo	D	PVL	N	FP
Rubiaceae						
<i>Duroia duckei</i>	Marmelada de pacu	Arbóreo	D	PVL	S	FP, CSA, VPP
<i>Genipa americana</i>	Jenipapo	Arbóreo	D	PVL	S	FP, CSA, VPP
<i>Psychotria nuda</i>		Arbustivo-arbóreo	D	PVL	S	CSA
<i>Sphinctanthus hasslerianus</i>	Rebenta-laço	Arbustivo	D	P	N	FP, CSA
<i>Chiococca cf alba</i>		Arbustivo	D	PVL	N	CSA
<i>Chomelia martiana</i>	Viuvinha	Arbustivo	D	P	N	CSA
<i>Psychotria sp.</i>		Arbustivo	R	P	S	CSA
<i>Psychotria carthagenensis</i>		Arbustivo	R	P	N	CSA
<i>Sabicea aspera</i>		Arbustivo	R	P	N	CSA

Família/Espécie	Nome popular	Hábito	Grupo de plantio	Grupo ecológico	Dispersão por peixes	Inventário florístico
<i>Tocoyena formosa</i>	Jenipapim	Arvoreta	D	P	N	CSA
Salicaceae						
<i>Banara arguta</i>	Sardinheira	Arbóreo	D	M	S	FP, CSA, VPP
<i>Casearia aculeata</i>		Arbustivo	D	PVL	N	CSA
Sapindaceae						
<i>Cupania vernalis</i>	Ingarana	Arbóreo	D	PVL	S	FP, CSA, VPP
<i>Paullinia pinata</i>	Timbozinho	Liana	D	P	S	FP, CSA
<i>Talisia esculenta</i>	Pitomba	Arbóreo	D	M	N	FP
Sapotaceae						
<i>Pouteria glomerata</i>	Paradeira	Arbóreo	D	PVL	S	FP, CSA
<i>Chrysophyllum marginatum</i>		Arbóreo	D	PVL	S	CSA
Smilacaceae						
<i>Smilax brasiliensis</i>	Japecanga	Liana	D	P	S	CSA
<i>Smilax fluminensis</i>	Japecanga	Liana	D	P	S	CSA
Solanaceae						
<i>Solanum aculeatissimum</i>		Arbustivo	R	P	N	CSA
<i>Solanum bonariense</i>		Arbustivo	R	P	S	CSA
Sterculiaceae						
<i>Sterculia apetala</i>	Manduvi	Arbóreo	D	M	N	FP
<i>Melochia arenosa</i>		Arbustivo	D	P	S	CSA
Urticaceae						
<i>Cecropia pachystachya</i>	Embaúba	Arbóreo	D	P	S	FP, CSA, VPP
Vitaceae						
<i>Cissus erosa</i>	Cipó pimenta	Liana	D	P	S	CSA
<i>Cissus spinosa</i>	Cipó de arraia	Liana	D	P	S	FP, CSA
Vochysiaceae						
<i>Vochysia divergens</i>	Cambará	Arbóreo	D	PVL	N	FP, CSA, VPP

Esta publicação oferece orientações técnicas e metodológicas, de forma detalhada, para a restauração ecológica no bioma Pantanal e sua rica biodiversidade, bem como para demais áreas úmidas. As diretrizes e as técnicas para a recuperação da vegetação, aqui apresentadas, abrangem desde a escolha das áreas e elaboração do projeto, à produção de mudas e intervenções de campo, considerando as singularidades de cada região e os desafios impostos pelas mudanças climáticas. Ao integrar conhecimentos científicos e tradicionais, a partir de experiências práticas, a obra garante respaldo e embasamento para a consolidação de projetos de restauração de sucesso, contribuindo para a sustentabilidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos essenciais do Pantanal para toda a sociedade.

REALIZAÇÃO



APOIO



APOIO FINANCEIRO



Subsídios ao
**Pacto pela
Restauração
do Pantanal**



ISBN 978-85-697836-8



9 788569 786368