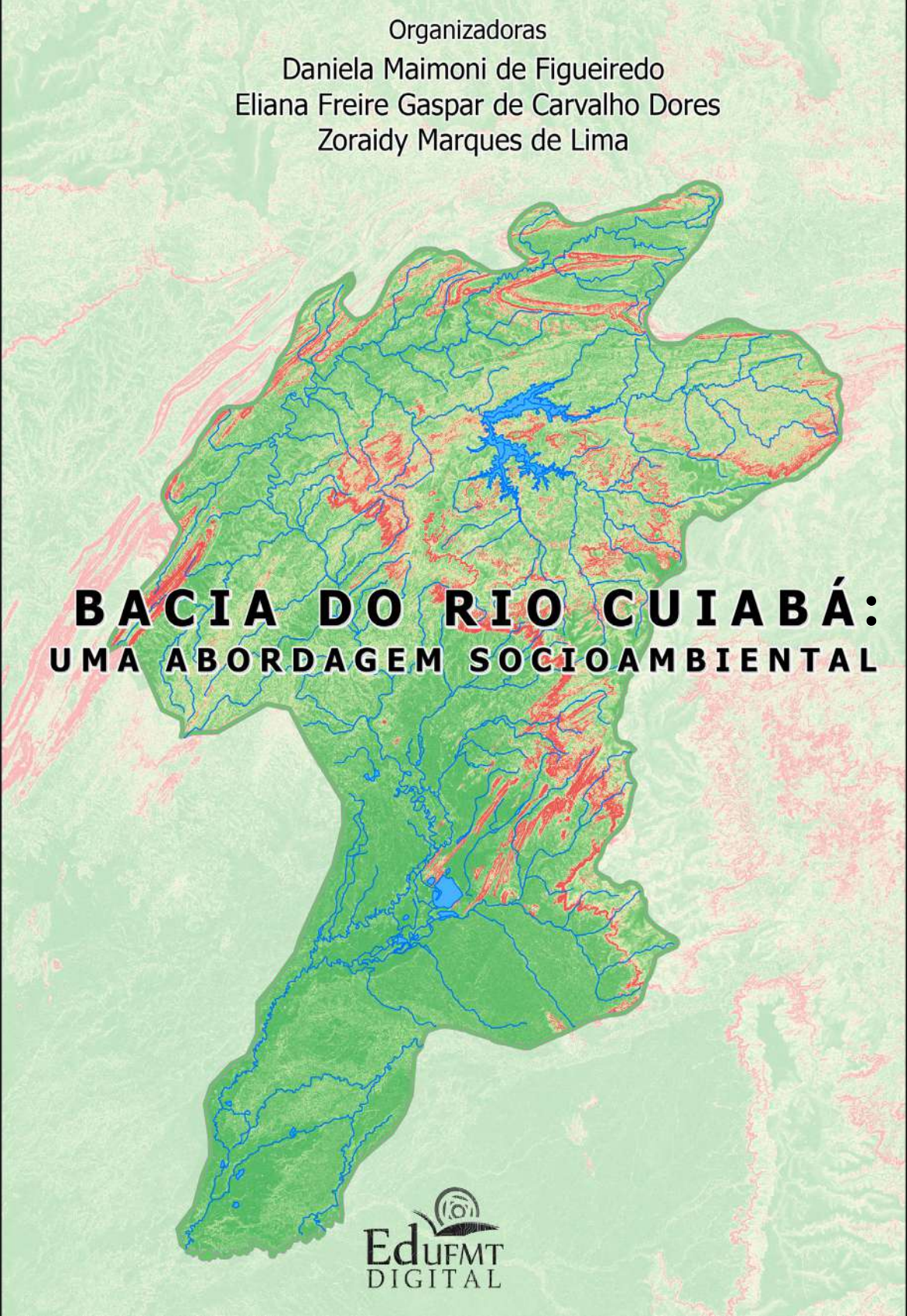
Organizadoras
Daniela Maimoni de Figueiredo
Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores
Zoraidy Marques de Lima



BACIA DO RIO CUIABÁ:
UMA ABORDAGEM SOCIOAMBIENTAL

EduFMT DIGITAL

Bacia do Rio Cuiabá:
uma abordagem socioambiental

Ministério da Educação
Universidade Federal de Mato Grosso

Reitora
Myrian Thereza de Moura Serra

Vice-Reitor
Evandro Aparecido Soares da Silva

Coordenador da Editora Universitária
Renilson Rosa Ribeiro

Supervisão Técnica
Ana Claudia Pereira Rubio

Conselho Editorial

Membros
Renilson Rosa Ribeiro (Presidente - EdUFMT)
Ana Claudia Pereira Rubio (Supervisora - EdUFMT)
Adelmo Carvalho da Silva (Docente - IE)
Ana Carrilho Romero Grunennvaldt (Docente - FEF)
Arturo Alejandro Zavala Zavala (Docente - FE)
Carla Reita Faria Leal (Docente - FD)
Divanize Carbonieri (Docente - IL)
Eda do Carmo Razera Pereira (Docente - FCA)
Elizabeth Madureira Siqueira (Comunidade - UFMT)
Evaldo Martins Pires (Docente - CUS)
Ivana Aparecida Ferrer da Silva (Docente - FACC)
Josiel Maimone de Figueiredo (Docente - IC)
Juliana Abonízio (Docente - ICHS)
Karyna de Andrade Carvalho Rosseti (Docente - FAET)
Lenir Vaz Guimarães (Docente - ISC)
Luciane Yuri Yoshiara (Docente - FANUT)
Maria Corette Pasa (Docente - IB)
Maria Cristina Guimaro Abegão (Docente - FAEN)
Mauro Miguel Costa (Docente - IF)
Neudson Johnson Martinho (Docente - FM)
Nileide Souza Dourado (Técnica - IGHD)
Odorico Ferreira Cardoso Neto (Docente - CUA)
Paulo César Corrêa da Costa (Docente - FAGEO)
Pedro Hurtado de Mendoza Borges (Docente - FAAZ)
Priscila de Oliveira Xavier Sudder (Docente - CUR)
Raoni Florentino da Silva Teixeira (Docente - CUVG)
Regina Célia Rodrigues da Paz (Docente - FAVET)
Rodolfo Sebastião Estupiñán Allan (Docente - ICET)
Sonia Regina Romancini (Docente - IGHD)
Weyber Ferreira de Souza (Discente - UFMT)
Zenesio Finger (Docente - FENF)

Daniela Maimoni de Figueiredo
Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores
Zoraidy Marques de Lima

(Organizadoras)

Bacia do Rio Cuiabá:
uma abordagem socioambiental

1ª Edição

EduFMT
Cuiabá, MT
2018

Copyright (c) Daniela Maimoni de Figueiredo, Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores, Zoraidy Marques de Lima, 2018.

A reprodução não autorizada desta publicação, por qualquer meio, seja total ou parcial, constitui violação da Lei n.9.610/98.

A EdUFMT segue o acordo ortográfico da Língua Portuguesa de 1990, em vigor no Brasil desde 2009.

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

B125
Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental. [Livro Eletrônico]. Daniela Maimoni de Figueiredo, Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores e Zoraidy Marques de Lima (orgs.). 1ª edição. - - Cuiabá-MT: EdUFMT, 2018.
716 p.; e-book

ISBN 978-85-327-0897-7

1.Bacia do Rio Cuiabá. 2. Ambiente e Sociedade. 3. Água. 4. Biodiversidade. 5. Gestão Ambiental. I.Figueiredo, Daniela Maimoni de (org.). II.Dores, Eliana Freire Gaspar de Carvalho (org.). III. Lima, Zoraidy Marques de (org.). IV. Título.
CDU 556.51 (817.2)

Ficha catalográfica elaborada pelo Bibliotecário – Douglas Rios (CRB1/1610)

Coordenação da EdUFMT: Renilson Rosa Ribeiro

Supervisão Técnica: Ana Claudia Pereira Rubio

Revisão Textual e Normalização: Marinaldo Luiz Custodio

Diagramação: Kenny Kendy Kawaguchi

Arte da Capa: Eliane Salete Sartor Cavalheiro

Editora da Universidade Federal de Mato Grosso
Av. Fernando Corrêa da Costa, 2.367
Boa Esperança. CEP: 78.060 - 900 - Cuiabá, MT.
Contato: www.editora.ufmt.br
Fone: (65) 3313-7155

Associação Brasileira das Editoras Universitárias

Agradecemos

À Universidade Federal de Mato Grosso pelo apoio à publicação deste livro, através de sua Magnífica Reitora, que o apresenta ao público com a autoria do prefácio.

À Editora da Universidade Federal de Mato Grosso pela catalogação e publicação do eBook.

A todos os autores, de todas as instituições, que aceitaram este desafio com muita dedicação e compromisso, atendendo com presteza às solicitações, às sugestões e aos prazos requeridos no decorrer de mais de um ano desde o início deste trabalho.

A todos os atuais e egressos alunos dos programas de pós-graduação e aos alunos de graduação da UFMT, autores deste livro, por terem disponibilizado os dados de suas teses, dissertações e trabalhos de conclusão de curso, alguns inclusive ainda não finalizados.

Às agências de fomento, CNPq, Capes e Fapemat, pelas bolsas de estudo concedidas aos alunos de pós-graduação e/ou pelo financiamento das pesquisas que geraram conhecimento sobre a Bacia do Rio Cuiabá.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos pelo apoio financeiro na editoração e na diagramação.

A todas as demais instituições as quais pertencem os autores deste livro, pela disponibilização dos dados e informações necessárias para a elaboração dos capítulos.

As Organizadoras

Prefácio

A Universidade Federal de Mato Grosso disponibiliza ao público mais uma coletânea de estudos sobre o aspecto socioambiental da Bacia do Rio Cuiabá, quase 10 anos após a publicação do primeiro volume, quando também foi protagonista.

O acelerado aumento da população e o intenso desenvolvimento econômico desta bacia nas últimas décadas, onde se situa a capital de Mato Grosso e quase um terço de sua população, resultaram em várias alterações e conflitos socioambientais, que foram descritos e analisados em diversas perspectivas pelos 53 autores dos 16 capítulos desta obra.

Este livro vem ao encontro da missão institucional da UFMT, ancorada no tripé Ensino, Pesquisa e Extensão. Enquanto Ensino, os diferentes capítulos apresentam conteúdos, conceitos e informações fundamentais para a compreensão dos processos socioecológicos da bacia, servindo como referência bibliográfica nas mais diversas áreas e nos diferentes níveis da educação formal, tanto do ensino médio quanto da graduação e da pós-graduação. Enquanto Pesquisa, são apresentados estudos recentes desenvolvidos por vários pesquisadores, que analisam dados físicos, químicos, biológicos, culturais e sociais desta bacia e suas correlações, demonstrando a importância da pesquisa na produção do conhecimento, na sua análise crítica e como suporte à tomada de decisão na gestão pública. Enquanto Extensão, além de ser um livro que disponibiliza à sociedade o conhecimento gerado pelos pesquisadores, também congrega diversas instituições públicas, privadas e do terceiro setor, inclusive de fora do país, numa parceria que demonstra o quanto são positivas e profícuas as relações interinstitucionais externas à academia.

Dentre os autores que pertencem à UFMT, estão professores, pesquisadores associados, técnicos, estudantes de graduação e estudantes atuais e egressos de quatro cursos de pós-graduação. Das instituições parceiras, conta com a Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA-MT), Universidade do Estado de Mato Grosso (Unemat), Embrapa Pantanal (Corumbá-MS), Agência Nacional de Água (ANA), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso (IFMT), Cardiff University (Reino Unido), Natureza & Cultura Internacional (ONG) e algumas empresas privadas de consultoria ambiental e saneamento.

Certamente esta publicação, concretizada pela Editora da Universidade Federal de Mato Grosso (EdUFMT), disponibilizará ao público o conhecimento e a análise crítica do ponto de vista socioambiental, que foram construídos pelos autores destas instituições, os quais não mediram esforços em participar deste livro, cientes de sua importante contribuição para alcançar o almejado desenvolvimento sustentável da Bacia do Rio Cuiabá.

Myrian Thereza de Moura Serra
Reitora da Universidade Federal de Mato Grosso

Sumário

Apresentação *13*

Parte 1. Ambiente e sociedade *24*

Capítulo 1. Pesca e comunidades ribeirinhas *25*

Gabriela Rocha Priante Teles de Ávila
Carolina Joana da Silva
Luciana Ferraz

Capítulo 2. Plantas e pessoas: revelando o conhecimento local *56*

Germano Guarim Neto
Temilze Gomes Duarte

Capítulo 3. Mudanças do uso e cobertura da terra *73*

Karen Francielli Alves Pereira Sallo
Réginal Exavier
Sebastián Isaías Jorge Muñoz Vásquez
Roberto Nunes Vianconi Souto
Peter Zeilhofer

Parte 2. Água *99*

Capítulo 4. Controle de cheias proporcionado pelo reservatório do Aproveitamento Múltiplo de Manso *100*

Rafael Pedrollo de Paes

Capítulo 5. Histórico da qualidade da água dos principais rios em 22 anos de monitoramento *130*

Daniela Maimoni de Figueiredo
Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores
Ibraim Fantin-Cruz
Sérgio Batista de Figueiredo
Peter Zeilhofer
Márcia Divina de Oliveira
Paulo Alexandre Jesus Gomes da Silva
Angela Emanuele Casonatto

Capítulo 6. Qualidade da água na nascente e na foz de córregos urbanos de Cuiabá *194*

Caroline Simonato Silva Andrade
Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores
Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima
Daniela Maimoni de Figueiredo

PARTE 3. BIODIVERSIDADE *248*

Capítulo 7. Diversidade bacteriana na água do Rio Cuiabá *249*

Zoraidy Marques de Lima
Danila Soares Caixeta
Eduardo Beraldo de Morais
Rossean Golin

Capítulo 8. A comunidade planctônica *343*

Márcia Teixeira-Oliveira
Regiane Luiza da Costa
Daniela Maimoni de Figueiredo
Gisele Fernanda Pereira Assis
Ariana Sosa Barbosa
Nayara Dores da Silva Paes

Capítulo 9. Bioindicadores: espécies, comunidades ou processos? Cronologia dos estudos com invertebrados aquáticos *389*

Cláudia Tasso Callil
Rogério Conceição Lima dos Santos

Capítulo 10. O pulso de inundação, os peixes e a pesca *430*

Lucia Aparecida de Fátima Mateus
Jerry Magno Ferreira Penha

Capítulo 11. Anfíbios e répteis em municípios da bacia do Rio Cuiabá *461*

Tainá Figueras Dorado-Rodrigues
André Pansonato
Christine Strüssmann

Parte 4. Gestão Ambiental *497*

Capítulo 12. Avanços e desafios da Política de Recursos Hídricos quanto aos instrumentos de gestão *498*

Margarida Marchetto
Luiz Henrique Magalhães Noquelli
Luciana Aparecida Zago de Andrade
Márcio de Araújo Silva
Sérgio Rodrigues Ayrimoraes Soares
Rosana Mendes Evangelista

Capítulo 13. Panorama do saneamento básico no Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá *537*

Eliana Beatriz Nunes Rondon
Larissa Rodrigues Turini
Gabriel Figueiredo de Moraes
Paulo Modesto Filho,
Rubem Mauro Palma de Moura
Marizete Caovilla
Carolina Joana da Silva

Capítulo 14. A Reserva da Biosfera do Pantanal como instrumento de apoio à gestão territorial e à proteção ambiental da Bacia do Alto Rio Paraguai *570*

Maitê Tabelini-Santos
Nely Tocantins
Reinaldo Francisco Ferreira Lourival
Carolina Joana da Silva

Capítulo 15. Educação Ambiental-diálogo de saberes em comunidade ribeirinha do Rio Cuiabá *599*

Maria Saleti Ferraz Dias Ferreira
Carolina Joana da Silva

Epílogo *641*

Capítulo 16. A bacia hidrográfica: integração do conhecimento e reflexão sobre o desenvolvimento sustentável *642*

Daniela Maimoni de Figueiredo
Débora Fernandes Calheiros
Antonio Augusto Rossotto Ioris

Autores *682*

Apresentação

Historicamente construímos cidades e plantamos onde existe água, e em Mato Grosso não seria diferente. Há cerca de 40 anos existiam apenas 35 municípios oficialmente criados no Estado, hoje são 141, sendo 19 localizados total ou parcialmente na Bacia do Rio Cuiabá – BHC; desses, seis estão situados nas margens de seu principal rio, o Cuiabá: Rosário Oeste, Acorizal, Cuiabá (capital do Estado), Várzea Grande, Santo Antônio de Leverger e Barão de Melgaço. Os demais municípios com mais de 10% da área localizada na bacia são: Chapada dos Guimarães, Campo Verde, Planalto da Serra, Jangada, Nobres, Nossa Senhora do Livramento e Nova Brasilândia.

O histórico de ocupação da BHC pelos não indígenas remonta ao século XVIII, com a descoberta de ouro no Rio Coxipó. Posteriormente, outras fases econômicas se seguiram à mineração, sendo que a partir da década de 1970, com estímulos de políticas públicas, houve intensa ocupação do Estado por imigrantes oriundos principalmente das regiões Sul e Sudeste do Brasil. Isso resultou em acelerado crescimento populacional, alavancado basicamente pela atividade agropecuária. Em 1970, a população de Cuiabá era de 100.800 habitantes, atualmente é de mais de 580.000, segundo dados do IBGE.

Hidrograficamente, a BHC é formada pelos rios Cuiabá da Larga (nascente principal) e Cuiabá do Bonito, que nascem nos vales da Serra Azul em Rosário Oeste (MT), a cerca de 500 m de altitude, na divisa natural entre as Regiões Hidrográficas Amazônica e do Paraguai, da qual faz parte. Após a confluência, esses dois rios passam a se chamar Cuiabazinho, que por sua vez passa a se chamar Rio Cuiabá após o encontro com o Rio Manso, no município de

Rosário Oeste, próximo à cidade de Nobres. Toda a área de drenagem a montante da confluência com o Manso, inclusive essa sub-bacia, é considerada como sendo a parte alta ou superior da BHC.

Na sub-bacia do Rio Manso está localizado o reservatório do Aproveitamento Múltiplo de Manso, um dos grandes usuários da água da BHC e que possui o maior lago artificial de Mato Grosso, com cerca de 450 km^2, cujo enchimento começou em novembro de 1999 e levou dois anos para se completar.

Das nascentes até a localidade de Passagem da Conceição, em Várzea Grande, que marca o início da área metropolitana de Cuiabá, o Rio Cuiabá drena áreas predominantemente rurais, com usos da água inexpressivos, exceto com relação ao APM Manso, como citado anteriormente, e predomínio de uso do solo para agropecuária. Nessa porção da bacia, a supressão do Cerrado e de áreas de proteção permanente – APPs ao longo dos rios e das nascentes dos afluentes tem alterado gradualmente as condições naturais da bacia, a biodiversidade e as características qualitativas dos corpos d'água.

A partir dessa área urbana, tanto os usos do solo quanto da água são intensificados e ampliados. A ocupação urbana de Cuiabá e Várzea Grande, atualmente com quase um terço da população do Estado, implica na retirada de extensas áreas de vegetação, impermeabilização do leito e canalização de córregos, construções em áreas de risco, impermeabilização do solo, aumento da produção, transporte e/ou diluição de resíduos líquidos e sólidos e em diversas outras modificações da paisagem e dos cursos d'água, que resultam em alterações do Rio Cuiabá e de seus afluentes que banham essa área metropolitana. As inúmeras funções dos rios e seus serviços ambientais, que poderiam ser desfrutados pela população, perdem

em qualidade e em quantidade, restando praticamente a diluição dos resíduos urbanos, lançados de forma pontual ou difusa nos corpos d'água, como uso predominante. Já não se pode tomar banho, brincar ou se refrescar no Rio Cuiabá e afluentes. O rio que abastece com água a população após tratamento é o mesmo que recebe seus dejetos. Rio abaixo, as cidades de Santo Antônio de Leverger e Barão de Melgaço já não podem contar com a fartura de água e vida antes existentes no rio. As populações ribeirinhas, que têm em seus modos de vida forte relação com o Rio Cuiabá e dependem dos seus serviços ambientais, vêm sendo continuamente afetadas por esse modelo de ocupação da bacia.

No Pantanal, a maior planície de inundação contínua do mundo, o Rio Cuiabá se alarga e abraça o seu entorno na época da cheia, emendando com outros rios até se perder na paisagem. Essa planície depende dos rios que vêm do planalto, como o Cuiabá, e do regime de chuvas sazonais para completar seu ciclo anual. As épocas de cheia e seca no Pantanal são regidas principalmente pelas chuvas que ocorrem no planalto, marcadamente sazonais, com dois períodos bem distintos, chuvas de novembro a abril e estiagem de maio a outubro. A precipitação, além de regular os rios, regula os ciclos dos seres vivos que vivem no rio ou que vivem do rio, incluindo o homem. Como o Pantanal depende dos rios do planalto, as modificações desses rios, como o Cuiabá, afetam essa planície de inundação.

A abordagem da bacia hidrográfica como um todo, portanto, é fundamental, pois não podemos olhar apenas para o Rio Cuiabá como um canal de escoamento da água ou olhar apenas para um trecho desse rio sem conhecer de onde vem a água de montante e

para onde vai a jusante. Precisamos saber que essa água depende do que acontece rio acima e vai influenciar rio abaixo. Precisamos conhecer as conexões entre os ambientes aquáticos e terrestres, entre o bioma do Cerrado, que predomina nas partes alta e média da bacia, e o bioma do Pantanal, que ocorre na porção baixa. É preciso compreender, fundamentalmente, o histórico, os padrões e as consequências negativas das atividades humanas na bacia sobre os ecossistemas aquáticos e terrestres, entender as conexões desses ecossistemas e como essas atividades afetam negativamente a si próprias, causando prejuízos sociais e econômicos, num sistema de causa-efeito em espiral contínua e, muitas vezes, perversa.

Usar os recursos naturais e manter o equilíbrio e a saúde dos ecossistemas deveriam ser ações intrinsecamente correlacionadas e concomitantes. Mas, de maneira geral, isso não ocorre em nosso país e em muitos outros países, sendo que na BHC não é diferente, ou seja, quanto mais aumenta e se diversifica o uso dos recursos naturais, mais ocorre a deterioração dos ecossistemas, de suas conexões e dos serviços ambientais, implicando em comprometimento social, econômico e ambiental. Mas é possível utilizar os recursos naturais sem necessariamente degradar a natureza? Sim, isso é possível e já existem inúmeros exemplos no mundo, baseado em conhecimento que gera soluções técnicas de gerenciamento adequado e eficiente e/ou de recuperação, voltados a garantir recursos naturais para as gerações futuras, com um mínimo de prejuízos sociais ou econômicos para as gerações atuais, muito pelo contrário, com reais ganhos. Não precisamos achar inevitável a poluição e/ou a canalização de rios e córregos urbanos. Não precisamos achar que é inexorável desmatar extensas áreas para a agropecuária, causando erosão do solo e assoreamento e/ou a contaminação por agrotóxicos e fertilizantes

em rios e córregos. Não precisamos barrar um rio ou vários rios numa mesma bacia hidrográfica para gerar energia elétrica. Outro modelo de uso da água e da terra é possível e urgente e a adoção desse modelo deve ser baseado, fundamentalmente, no conhecimento. Não se faz gestão sem se conhecer o córrego, o rio, o lago, a bacia hidrográfica, a biodiversidade, os tipos de paisagem, a cobertura e os tipos de vegetação, a chuva, o solo e, principalmente, as relações humanas com a natureza, da qual depende e é parte. Ninguém conserva e usa de maneira adequada aquilo que desconhece, a não ser por força da lei, que não tem se mostrado suficiente para a geração de mudanças profundas e duradouras.

> A visão do mundo como uma torta com um tamanho prefixado pressupõe que só existem dois tipos de recursos: matérias-primas e energia. Mas, na verdade, são três: matérias-primas, energia e conhecimento. Os dois primeiros são esgotáveis, quanto mais se usa menos se tem. O conhecimento, em contrapartida, quanto mais se usa, mais se tem. Realmente, quando você aumenta seu conhecimento, ele é capaz de lhe dar mais matérias-primas e energia. (HARARI, 2016[1])

Inspirado no princípio essencial de que não é possível realizar uma gestão adequada da natureza sem conhecimento e que esse conhecimento deve ser difundido para que mais pessoas participem dessa gestão e se sintam responsáveis por ela, é que foi escrito o segundo livro sobre os aspectos socioambientais da Bacia do Rio Cuiabá

1 HARARI, Y.N. **Sapies**. **Uma breve história da humanidade**. São Paulo: L&PM, 2011. 443 p.

Quase 10 anos após a publicação do primeiro livro com esta abordagem, vários autores, alguns que inclusive participaram do livro anterior, trazem novamente ao público um expressivo conhecimento gerado neste período sobre os aspectos socioambientais da BHC. No decorrer desses anos, novas pesquisas foram realizadas sobre os ecossistemas terrestres e aquáticos, sobre as conexões entre esses ecossistemas e, principalmente, sobre suas correlações com as atividades humanas na bacia.

Esses estudos vêm sendo desenvolvidos por universidades públicas federais e estaduais, universidades privadas, órgãos gestores de meio ambiente estadual ou federal, organizações não governamentais, institutos de pesquisa e pesquisadores autônomos, de onde vem a maioria dos autores que contribuíram com este livro.

Dentre estes autores, muitos são estudantes ou egressos dos programas de pós-graduação da UFMT em Recursos Hídricos, Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Geografia, Química e Física Ambiental. Os demais autores são professores e técnicos da UFMT, da UNEMAT, de universidades privadas e também da Secretaria de Ciência e Tecnologia, além de técnicos do Centro de Pesquisas do Pantanal, Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA), Embrapa-Pantanal (Corumbá), Embrapa-Cerrado (Brasília) e Agência Nacional de Água.

No âmbito da academia, especificamente da UFMT, a abertura de novos cursos de pós-graduação favoreceu a ampliação dos estudos na BHC, especialmente no mestrado em Recursos Hídricos, em que floresceu a ideia deste segundo livro, durante a realização do II Seminário sobre Pesquisa, Gestão e Conversação dos Recursos Hídricos, em novembro de 2016. Nesse evento, que

teve como tema a Bacia do Rio Cuiabá, percebeu-se a necessidade e a importância de reunir novamente os pesquisadores e seus estudos atualizados ou aprofundados.

Abraçar a ideia deste segundo livro foi um grande desafio para as organizadoras, que buscaram incluir o máximo possível de pesquisadores das mais diversas instituições que desenvolvem estudos na BHC, apesar de isso não ter sido completamente possível, por diversas razões fora do alcance das organizadoras. Sabemos da tarefa hercúlea que um pesquisador brasileiro desempenha em seu labor e das inúmeras atribuições que lhe são conferidas além da pesquisa, bem como dos escassos incentivos e financiamentos para tanto. Sabemos também que em instituições públicas gestoras a pesquisa é um meio que subsidia os trabalhos e ações técnicas, sendo realizada, comumente, com enfoque distinto da academia, mas não menos importante. São nos órgãos públicos do Executivo que o conhecimento gerado na academia e em outras instituições de pesquisa, ou por eles próprios, pode ser aplicado para subsidiar políticas públicas e ações efetivas de gestão e controle ambiental que, por conseguinte, resultam em melhoria nas condições de vida da sociedade. Com isso, congregar vários pesquisadores com diferentes olhares sobre a BHC é fundamental para estreitar laços profissionais, ampliar conhecimentos e colaborar com a gestão dos recursos naturais da bacia.

Esta obra traz à luz as interfaces entre sociedade e meio ambiente, fazendo uma análise crítica e apontando diretrizes para a o uso sustentável dos seus recursos naturais, que incluem a valorização de saberes tradicionais, da biodiversidade, dos ciclos naturais e de uma gestão e governança participativa e democrática. Além

de difundir conhecimento sobre esta bacia, este livro reforça que sem esse conhecimento não é possível alcançar o desenvolvimento sustentável, que garanta recursos naturais com qualidade e quantidade às gerações atuais e futuras, incluindo segurança hídrica e alimentar, o que implica necessariamente na manutenção e conservação dos ecossistemas aquáticos e terrestres. Isso representa um imenso desafio, que é compatibilizar as atividades humanas com a integridade estrutural e funcional dos ecossistemas, incluindo suas conexões. E esse desafio requer a adoção da bacia hidrográfica como unidade, onde as inúmeras dimensões podem ser medidas, estudadas, avaliadas e integradas, como fazem os diversos pesquisadores que estudam a BHC.

Considerando a complexidade multidimensional da bacia, os diferentes assuntos tratados neste livro e suas correlações foram divididos, para facilitar a compreensão, em 16 capítulos escritos por 53 autores, que foram tratados em cinco temas. Esses temas, descritos a seguir, apresentam enfoques em macro, meso e microescalas espaciais e diferentes escalas temporais, que incluem toda a área da bacia, sub-bacias, córregos, trechos de rios, habitats e micro-habitats, populações e comunidades de seres vivos terrestres e aquáticos, macro e microrganismos. Incluem ainda as populações humanas urbanas, rurais e ribeirinhas, que vivem na área da bacia e/ou sobrevivem diretamente de seus recursos e ciclos naturais.

1 - Ambiente e Sociedade: são três capítulos, sendo o primeiro sobre a questão da pesca e dos pescadores, com ênfase na gestão dessa atividade, seguido de um capítulo sobre o uso das plantas na bacia e das plantas na bacia pela população, inclusive pelas comunidades tradicionais e num terceiro

capítulo, sobre o histórico da ocupação do solo na bacia e suas causas.

2 - Água: este tema possui três capítulos voltados à análise qualitativa e quantitativa dos principais rios da bacia, com um histórico da qualidade da água em diferentes escalas espaciais e temporais e suas variações nos córregos da área urbana de Cuiabá, seguido por um estudo hidrológico resultante do barramento do Rio Manso para a geração de energia elétrica.

3 - Biodiversidade: os cinco capítulos desse tema abordam a diversidade biológica aquática e terrestre de diversas comunidades de microrganismos aquáticos, peixes, anfíbios e répteis, enfatizando a ocorrência e a diversidade das espécies nos diferentes habitats, os impactos negativos das atividades humanas e a importância da conservação desses ecossistemas.

4 - Gestão ambiental: são quatro capítulos sobre as políticas públicas de meio ambiente, especificamente de recursos hídricos e suas interfaces setoriais com o saneamento, com a educação ambiental e com as políticas de conservação na Bacia do Rio Cuiabá.

Para finalizar, o último capítulo traz uma análise integradora de todos os temas abordados no livro, baseada nos conceitos de território, sustentabilidade e socionatureza, pontuando os desafios para a bacia e apontando diretrizes para a sustentabilidade e governança.

Este livro representa, inequivocamente, um marco na produção e difusão do conhecimento e serve de inspiração para novos estudos em outras bacias de Mato Grosso e do país. Visa

atender não somente as demandas da academia nos cursos de graduação e pós-graduação, mas também de consultores ambientais, gestores públicos e privados, além de professores de ensino médio e técnico profissionalizante, que necessitam de informações sobre a BHC em suas respectivas rotinas de trabalho.

Os que tiveram acesso ao primeiro livro sobre a Bacia do Rio Cuiabá, percebem a ampliação em escala de detalhes e em densidade dos estudos que foram realizados nos últimos anos. Isso demonstra, neste segundo livro, o amadurecimento científico sobre a BHC, que vem resultando na maior interface entre o conhecimento e as políticas públicas, tanto na elaboração quanto na implementação, apesar de ainda ser um processo em construção, que continuamente precisa ser atualizado, revisto e detalhado, tendo em vista que os aspectos sociais e ambientais da bacia também são dinâmicos no tempo e no espaço.

Um dos detalhamentos que vale mencionar neste capítulo introdutório refere-se aos 19 municípios que fazem parte da bacia, como citado anteriormente. No primeiro livro, foram considerados 14 municípios, com base na escala adotada, que são os que apresentam mais de 10% da área inclusa na bacia, incluindo Poconé, que por estar situado no Pantanal pode apresentar variações anuais de influência maior ou menor da área de inundação do Rio Cuiabá na época de cheia. Com isso, desses 19 municípios, seis foram pouco abordados neste segundo livro, pois possuem menos de 5% da área nessa bacia, considerando uma delimitação realizada na época de estiagem (Poconé, Alto Paraguai, Diamantino, Juscimeira, Primavera do Leste e Santa Rita do Trivelato).

Por fim, este segundo livro sobre a Bacia do Rio Cuiabá, além de estar em consonância com os princípios da interdisciplinaridade e das interfaces institucionais, importantes nos estudos socioambientais desta amplitude, atende ao Projeto Pedagógico Institucional – PDI da Universidade Federal de Mato Grosso, mormente no que concerne à ampliação, consolidação e elevação dos conceitos dos programas da pós-graduação. Além disso, contribuirá, sobremaneira, para a inserção da academia junto à comunidade, em atendimento aos três pilares da universidade pública e às suas interfaces: ensino, pesquisa e extensão.

Daniela Maimoni de Figueiredo

Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores

Zoraidy Marques de Lima

Parte 1. Ambiente e Sociedade

CAPÍTULO 1 -

PESCA E COMUNIDADES RIBEIRINHAS

Gabriela Rocha Priante Teles de Ávila

Luciana Ferraz

Carolina Joana da Silva

Introdução

A pesca é uma atividade com objetivo voltado à captura de um recurso biótico aquático renovável, mas limitado. Compreende três elementos básicos: (1) o recurso; (2) o ambiente aquático e (3) as pessoas que utilizam o recurso ou mudam as condições do ambiente aquático (ROSS, 1997). No passado, o recurso era considerado um presente ilimitado da natureza, todavia, com o crescente desenvolvimento da biologia pesqueira, após a 2ª Guerra Mundial, esse mito foi superado, pois apesar de renováveis os recursos aquáticos não são infinitos e precisam ser adequadamente manejados para serem sustentáveis.

A atividade da pesca dá emprego a milhares de pescadores, incluindo seus familiares engajados diretamente na atividade pesqueira e a outros que trabalham na cadeia produtiva do pescado, no processamento do pescado, na construção de embarcações e equipamentos de pesca (FAO, 2009).

Na legislação brasileira a caracterização de pescador artesanal pode ocorrer de forma dicotômica pelo exercício da atividade de forma

autônoma, em regime familiar ou com auxílio eventual de parceiros, sem vínculo empregatício (SEAP, 2004).

A pesca no Pantanal Mato-grossense é uma atividade antiga. Relatos do explorador espanhol Cabeza de Vaca, que visitou a região entre 1542 e 1544, descrevem a presença da atividade entre as nações indígenas. Outros registros históricos falam da atividade na região como meio de obtenção de proteína animal em tempos de escassez, devido à grande distância de outros centros no início da colonização da região, durante o século XVIII, época da exploração do ouro. No entanto, até a década de 1960, a pesca era caracterizada apenas como atividade de subsistência, principalmente devido à falta de condições para o armazenamento do pescado, dificultando o estabelecimento de uma atividade rentável. A partir das décadas de 1960 e 1970, com a instalação de fábricas de gelo em território mato-grossense, é que a pesca passou a ter importância comercial (COSTA JR., 1993; MEDEIROS, 1999).

O Rio Cuiabá tem uma grande importância histórico-social para o Estado de Mato Grosso, pois serviu para a navegação, para a conquista do território por parte dos colonizadores; teve uma grande importância também em termos econômicos, por meiode suas roças de praia, das usinas de cana-de-açúcar, do garimpo, da dragagem. Rio de grande piscosidade, foi fundamental por apresentar recursos proteicos que com facilidade eram obtidos (DA SILVA; SILVA, 1995; COSTA, 1995; SIQUEIRA, 2002).

Esse rio, por muitos anos, foi o caminho para a entrada das bandeiras, a ocupação das terras e o elo de comunicação das pessoas que construíram a história de Mato Grosso. As matas existentes em suas margens já foram habitadas por uma rica diversidade biológica, que sustentou por muito tempo diferentes grupos indígenas que ocupavam

as terras pantaneiras. Como observou Safford (2001), as populações humanas que viviam na Bacia do RioCuiabá antes dos ocupantes paulistas foram grupos indígenas seminômades que dependiam dos recursos naturais diversos e abundantes existentes nas águas e nas matas e que era a base para sua sobrevivência. Esses grupos incluíam as etnias Guaicurus e Paiaguás. Esses últimos foram resistentes à ocupação pelos bandeirantes, que foram muitas vezes derrotados ao defrontar com Paiaguás na travessia do Pantanal ou navegando pelos rios Paraguai e Cuiabá (DA SILVA; SILVA, 1995).

Esses grupos tinham uma demarcação natural de seus territórios, eram nômades, fabricavam cerâmica, alguns cultivavam milho, algodão e estabeleciam laços de amizade ou lutavam entre si. Por terem adquirido, ao longo de gerações, conhecimentos empíricos dos seus ecossistemas, mantinham relações harmoniosas com seu meio circundante (COSTA, 1995).

Com a implantação dos núcleos humanos aglomerados às margens do rio, acentua-se a retirada das matas para plantação de roças, abate de animais e extração de madeira para obtenção de combustível e matéria-prima. Nesse contexto histórico, muitas comunidades atuais foram implantadas. Essa épocade construção de laços culturais tem início no século XVII e com o passar do tempo, com a fixação dos núcleos humanos, entra a produção em larga escala – produção de açúcar, aguardente e charque (FERREIRA, 2010).

No tempo dos canaviais, imensas áreas de matas foram derrubadas para plantação de cana, matéria-prima de um processo que até a década de 1950 marcou a história, a política, a economia e o futuro do Estado de Mato Grosso – a produção de açúcar e aguardente

em equipamentos industriais localizados às margens do Rio Cuiabá (FERREIRA, 2010).

O Rio Cuiabá produz o correspondente a 50% do pescado obtido em Mato Grosso, demonstrando, ainda, grande vitalidade. Porém, devido ao uso intensivo, o Rio Cuiabá vem apresentando diversos sinais de esgotamento de seus recursos naturais (DA SILVA; SILVA, 1995; COSTA, 1995; SIQUEIRA, 2002).

No Instituto Brasileiro de Meio Ambiente – IBAMA estão registrados quase 2mil pescadores profissionais que vivem da pesca no Rio Cuiabá, a maior colônia de pescadores do Estado (ÁVILA, 2011). O rio, em seus recursos pesqueiros, é também explorado por pescadores sem vínculo profissional, por turistas e por frigoríficos que, via de regra, usam instrumentos predatórios.

Mas a pesca atualmente, de acordo com os pescadores, está cada vez menos rentável. A queda da produtividade deve-se, entre outras causas, ao número elevado de pescadores, à diminuição na oferta de peixes e aos impactos ambientais decorrentes da ocupação humana.

Além desse declínio, a quantidade de peixes também varia em função do nível d'água. Assim, os pescadores enfrentam dificuldades provocadas pela oscilação natural da oferta da pesca. Eles relataram que a partir de julho, no ano de 1992, os peixes pararam de subir e aqueles que estavam sendo pescados, no final de agosto, eram os que haviam parado nos poços – partes côncavas dos rios de meandros (ÁVILA, 2011).

A pesca profissional é uma atividade tradicional, apresentando peculiaridades de acordo com a região e refletindo o conhecimento dos

pescadores envolvidos. Os pescadores profissionais estão organizados em Colônias de Pesca e pescam regularmente para comercialização.

Os peixes são capturados principalmente na calha dos rios, sendo as baías utilizadas para a pesca de iscas ou pesca eventual, durante a lua cheia. Atualmente, a únicaformaamplamente permitidaé a pesca com linha e anzol. Porém, uma variação é amplamente utilizada: o anzol de galho (COSTA JR., 1993; DA SILVA; SILVA, 1995; MEDEIROS, 1999; PETRERE-JUNIOR et al., 2002). As redes são proibidas por legislação estadual (Lei nº 7.155), tanto em Mato Grosso quanto em Mato Grosso do Sul, inclusive as *tarrafas curimbeiras*, o que levou o curimbatá (*Prochilodus lineatus*), praticamente, a não figurar nos desembarques comerciais. Em 1999, no Estado de Mato Grosso, a tarrafa de isca foi liberada (MATO GROSSO, 1999).

No bioma Pantanal, estudos que integrem a dimensão ecológica e cultural podem ser bem-sucedidos como abordagem de pesquisa na compreensão desse espaço marcado fortemente pela dinâmica das águas. O pulso de inundação no Pantanal é previsível e de longa duração, porém sujeito às variações anuais da pluviosidade (DA SILVA; ESTEVES, 1995). No Pantanal Mato-grossense as áreas alagáveis durante a cheia recebem águas e material dissolvido e em suspensão dos rios e lagos conectados, da chuva e da subida temporária do lençol freático. Alguns organismos aquáticos migram ativamente ou são transportados passivamente para as áreas alagáveis, outros se desenvolvem a partir de estágios de dormência. Mudanças naturais e antrópicas do pulso de inundação têm efeitos grandes para a estrutura e funcionamento do sistema e afetam os serviços prestados pelos sistemas para a paisagem e as populações humanas (JUNK; DA SILVA, 1999, JUNK; DA SILVA, 2003).

As comunidades tradicionais ribeirinhas da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá–BHC vivem em um ambiente que é moldado pelo movimento das águas. Cada fase desse movimento – enchente, cheia, vazante e estiagem – tem suas características próprias e traz, para aqueles que lá vivem, um modo de pensar, sentir, olhar e agir único, e que, portanto, devem ser considerados quando políticas de manejo e conservação dessa bacia são propostas (DA SILVA; SILVA, 1995).

Mato Grosso tem como base econômica predominante a atividade da agricultura e pecuária e, secundariamente, o turismo pesqueiro. Embora o turismo tenha ocupado posição de destaque por várias décadas, devido principalmente à abundância do pescado nos rios que cortam o Estado, atualmente, encontra-se em fase de reestruturação em função da degradação ambiental provocada pelo crescimento exagerado da agricultura, aliada à pesca desordenada e predatória praticada na região. Infelizmente, a associação desses dois fatores resultou na escassez do pescado nobre dos mananciais.

Nas regiões onde se concentram os pescadores que vivem do extrativismo da pesca, formou-se um crescente contingente de famílias e trabalhadores alijados dos meios normais de produção, levando-os ao mercado de trabalho informal, quase sempre dependente da sazonalidade extrativista e turística, diminuindo-se, consequentemente, a oferta de trabalho local.

Uso e manejo adaptativo dos recursos pesqueiros por Comunidades Tradicionais no Médio Rio Cuiabá

A pesca artesanal, tradicional ou em pequena escala, pode ser compreendida como a conectividade temporal e espacial entre saberes,

práticas, técnicas, tecnologias, normas e deliberações, destinadas à captura de proteína animal em ecossistemas aquáticos, realizada por populações humanas tradicionais ou hodiernas, sob forte influência ambiental, econômica, social, tecnológica e política das ações de planejamento e gestão regionais (FERRAZ; DA SILVA, 2012).

No Pantanal as comunidades tradicionais reproduzem culturalmente estratégias de vida baseadas no conhecimento ecológico tradicional, que lhes possibilita viver da pesca, da pecuária de pequena escala e da agricultura de subsistência em ambientes mantidos pelo pulso de inundação (DA SILVA; SILVA, 1995).

Conforme Junk, Bayley e Sparks (1989), as planícies de inundação são áreas periodicamente alagadas pelo fluxo lateral de rios, lagos, por precipitação ou água subterrânea, produzindo um ambiente físico e químico único, sendo que a resposta da biota se revela pelas adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, fenológicas e/ou etológicas ao pulso de inundação. Essa descrição aplica-se à porção baixa do Rio Cuiabá.

O pulso de inundação do Pantanal e no médio Rio Cuiabá pode ser considerado a força motriz que propicia a produtividade pesqueira e, conforme a intensidade do período de inundação, ocorre maior ou menor disponibilidade de nutrientes para produtividade biológica primária, que é a base da cadeia alimentar ictiológica (FERRAZ, 2011).

A inundação propicia a ampliação da produtividade biológica, dos habitats e dos nichos funcionais e reprodutivos dos peixes, podendo sugerir que, conforme a variação temporal e espacial da intensidade e magnitude das inundações, pode ocorrer maior ou menor produtividade pesqueira (FERRAZ, 2011).

O conceito do termo“tradicional” utilizado para referir-se aos pescadores artesanais e suas comunidades pesqueiras liga-se à perspectiva do conhecimento ecológico tradicional –CET. Esse conhecimento é conceituado por Berkes e Folke (1998) como um corpo cumulativo de conhecimentos, práticas e crenças, sobre a relação dos seres vivos com seu ambiente, desenvolvidos por meio de processos coletivos, adaptativos e repassados degeração em geração por transmissão cultural. Para esses autores, o termo referido é utilizadopara se referir à continuidade histórica e cultural, reconhecendo que a sociedade está constantemente redefinindo o que é considerado “tradicional”.

Marques (2001) sugere que o conhecimento dos pescadores é a base para o estabelecimento de estratégias de manejo adaptativo da pesca.

O manejo adaptativo pode ser definido como qualquer “forma de manejo que estimula, quando necessárias, mudanças periódicas nos objetivos e protocolos de manejo, em resposta aos dados de monitoramento e outras novas informações. O conceito de aprendizado é central para o manejo adaptativo e é baseado no princípio de que a aprendizagem deriva da ação e, por sua vez, informa as ações subsequentes” (STANKEY; CLARK; BORMANN, 2005).

O conhecimento dos pescadores sobre a pesca tem sido abordado como importante fonte de informação para conservação de recursos naturais. Estudos nessa área inferem sobre o importante papel das comunidades tradicionais, no sentido de incorporar esse conhecimento ao conjunto de informações técnico-científicas disponíveis para subsidiar as políticas públicas conservacionistas e o manejo pesqueiro regional (DA SILVA; SILVA, 1995; CASTRO, 2000; MARQUES, 2001; COSTA NETO; DIAS; MELO, 2002; SILVANO;

BEGOSSI, 2002; LEME DA SILVA; BEGOSSI, 2004; DREW, 2005; NAZAREA, 2006; BERKES et al., 2006; MORAIS, 2006; IGNÊS, 2008; DORIA et al., 2008; FERRAZ, 2011; OLIVEIRA; SILVA, 2013; MURILLO; BARROS,2017).

Considerando o exposto, descreveremos neste capítulo o trabalho desenvolvido no médio Rio Cuiabá, que teve por objetivo descrever a tipologia da pesca nas comunidades tradicionais pesqueiras, referente ao conhecimento ecológico tradicional – CET dos pescadores artesanais, caracterizando e analisando o uso e manejo adaptativo dos recursos pesqueiros.

Esta pesquisa foi realizada em 2010, nas comunidades pesqueiras de Sucuri (S 15º32'54,3" W 056º09'27,3"), Bonsucesso (S 15°42'9,57" e W 056°06'9,25") e Barranco Alto (S15°47' 11" W 56°01'55,2"), localizadas, respectivamente, nos municípios de Cuiabá, Várzea Grande e Santo Antônio de Leverger, este último localizado no início da planície de inundação.

Para realização da pesquisa foram desenvolvidas prospecções em campo e visitas guiadas nas comunidades e nos pontos pesqueiros. Foram utilizados métodos *snowball*, entrevistas abertas, questionário semiestruturado e técnicas de lista livre. Para tratamento dos dados, foram utilizadas análises de discursos, análise de similaridade pelo índice de Smith, análise de consenso, escalonamento multidimensional pelo programa Antropac e análise das redes sociais pelo programa Ulcinet (BERNARD, 2002).

Os resultados obtidos demonstram que os pescadores detêmconhecimento ecológico tradicional robusto em decorrência de conhecerem, identificarem e utilizarem direta e indiretamente na

prática pesqueira artesanal 74 espécies de peixes da bacia, destinadas à manutenção da atividade pesqueira de subsistência e comercial.

Os peixes citados pelos pescadores foram posteriormente identificados por eles em nível de família, gênero e/ou espécie, por meiode pranchas ictiológicas do livro "Peixes do Pantanal" (BRITISK; SILIMON, LOPES, 1999), disponibilizadas aos pescadores durante oficinas na comunidade.

No manejo adaptativo da pesca no Rio Cuiabá, a ictiofauna tem categorias taxonômicas e/ou ecológicas sazonais, sendo que no domínio cultural dos pescadores os peixes são categorizados em peixes de escama e peixes de couro.

Os peixes de escama ou Characiformes são considerados mais frequentes no manejo da pesca nos períodos da vazante e estiagem, formada por espécies migradoras de longa distância, tais como: pacu (*Piaractusmesopotamicus*), peraputanga (*Bryconmicrolepis*), piava (*Schizodonborelii)*, pacu-peva (*Mylossoma paraguayensis*), movimentando-se entre rios e lagos, sendo as mesmas dependentes da conectividade lateral do ecossistema aquático.

Nos períodos da enchente e cheia ocorre maior probabilidade de captura de peixes de couro ou Siluriformes, grupo formado por espécies que empreendem migrações longas pelo canal principal do Rio Cuiabá. Esse grupo da ictiofauna manejada é dependente da conectividade longitudinal entre nascente e foz do rio: podem ser considerados representantes desse grupo: jaú (*Paulicealutkeni*), bagre (*Pimelodusmaculatus*), pintado (*Pseudoplaty stomacorruscans*), jiripoca (*Hemisorubim platyrhynchos*) e jurupensen (*Sorubim lima*).

Sobre as espécies capturadas, em ordem de importância (em termos de volume desembarcado), os pescadores declararam que 14 espécies de pescado respondem pelo desembarque pesqueiro durante o período da pesca comercial (fora da época da piracema), sete espécies pertencem à família Pimelodidae, sete espécies estão distribuídas entre as famílias 1 Salmininae, 2 Characidae, 1 Myleine, 2 Anostomidae e 1 Prochilodontidae.

A arte de pesca utilizada pelos pescadores artesanais do Rio Cuiabá édiversificada, multiespecífica, sazonal e abrange ecossistemas lênticos e lóticos. As estratégias de pesca são estabelecidas conforme o pulso de inundação, o manejo da pesca possui estratégias e práticas adaptadas e específicas para os períodos de enchente, cheia, vazante ou estiagem.

Os pescadores do gênero masculino declaram pescar no período da cheia com anzol de galho, com linhada e anzol ou vara. No período da enchente declaram utilizar vara, linha e anzol, boinha, rede, fisga ou bater. Na vazante pescam com vara, boinha e tarrafa de isca. Na estiagem, a pesca é com vara, linhada e sondando.

As informações obtidas sobre as estratégias e artes de pesca artesanais podem contribuir para o co-manejo pesqueiro, condizente com a sazonalidade temporal e espacial da distribuição dos peixes do Rio Cuiabá.

A atividade pesqueira no médio Rio Cuiabá constitui atualmente o principal meio de sustento das populações ribeirinhas, sendo que essa atividade estrutura o modo de vida e a organização social do grupo.

A maioria dos pescadores inicia o aprendizado do ofício da pesca ainda na infância com os pais ou familiares, o que contribui para

o estabelecimento da relação de pertencimento dos pescadores com o ecossistema onde vivem e manejam ao longo de sua existência.

As informações obtidas nesta pesquisa demonstram o vínculo histórico, geracional e econômico entre os pescadores e o vínculo destes com o ecossistema alagável que usam, habitam e manejam ao longo de gerações.

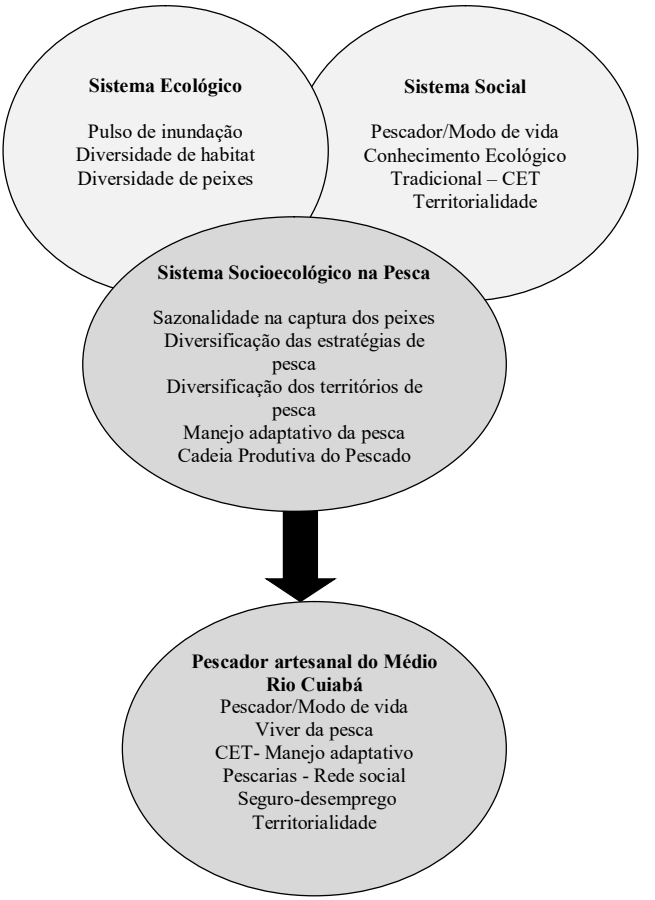
Essas informações são traduzidas pela adaptabilidade do pescador artesanal, decorrente de observações e experimentações ecológicas por eles realizadas. Esse conhecimento produz uma diversidade de práticas e estratégias de pescarias, condiciona a territorialidade entre os pescadores, garantindo o manejo pesqueiro, adaptado às condições ambientais impostas pelo pulso de inundação do Rio Cuiabá.

O tempo de constância geracional e a dependência dessas comunidades pesqueiras ao médio Rio Cuiabá estabeleceu uma relação temporal, espacial, sazonal e contínua entre os sistemas ecológicos e sociais, condicionando esses sistemas complexos a se fundirem em sistemas socioecológicos pesqueiros (Figura 1), em que a dicotomia sociedade e natureza se torna arbitrária e o pescador artesanal um produto do sistema.

A dimensão humana nos processos ecológicos, com a interação entre sistema ecológico e sistema cultural, vem sendo considerada na perspectiva dos sistemas complexos, nos quais as relações entre sociedade e ambiente são compreendidas como processos dinâmicos, nãolineares, integrados e organizados dentro de possíveis estados de equilíbrio (HOLLING,2001; BERKES; FOLKE, 1998).

Nessa abordagem, o conceito de resiliência é dado pela capacidade de um sistema absorver, resistir ou se adaptar às perturbações ou surpresas impostas pelo meio (BERKES; FOLKE, 1998).

Figura 1. Sistema Socioecológico da pesca artesanal de pequena escala no médio Rio Cuiabá (modelo modificado a partir de BERKES et al., 2006 por FERRAZ, 2011)



O manejo adaptativo da pesca nessas comunidades tradicionais tem como força motriz o estabelecimento de mecanismos de resiliência, as práticas de manejo pesqueiro local e a dinâmica do pulso

de inundação do rio, o qual ritma as oscilações socioambientais,suas influências sociais, políticas e econômicas locais.

Nesse contexto, manter-se pescador artesanal é ser resiliente e adaptado à dinâmica do pulso de inundação do Rio Cuiabá e à gestão pesqueira imposta pelo Estado à pesca de pequena escala, a qual o trata na perspectiva da arte da pesca de forma similar ao pescador esportivo ou amador.

Políticas públicas associadas à pesca na Bacia do Rio Cuiabá

A pesca artesanal sempre foi relegada a um plano secundário na formulação das políticas públicas no Brasil. Embora possamos afirmar que a pesca em si, enquanto setor econômico, nunca teve sua importância reconhecida pelos governos, a pesca artesanal sempre sofreu isso mais fortemente. A política da pesca artesanal foi sancionada posteriormente ao Decreto Federal nº 221 de 28 de fevereiro de 1967, chamado PescArt, que se constituiu num Programa de Apoio à Pesca Artesanal envolvendo crédito e formação de cooperativas para venda do pescado. Embora sem poder desconsiderar a importância que teve no sentido de demonstrar que a categoria existe, o objetivo principal, no mesmo sentido do Decreto 221, foi modernizar os pescadores "atrasados", motorizando as pequenas embarcações, trocando as redes, que em sua maioria eram por eles confeccionadas, por fardos de panos de redes de náilon já trançados, e criando entrepostos logo apropriados pelos atravessadores por conta da falta de preparo para que os próprios pescadores assumissem os empreendimentos (COSTA, 2006).

Isso gerou, em muitos casos, endividamento dos pescadores, que foram relegados à mais profunda miséria. E agravando mais

o quadro, os incentivos fiscais oferecidos pelo Decreto 221 para as indústrias pesqueiras e armadores da pesca saquearam o litoral e as áreas estuarinas, principalmente, restando aos pescadores apenas migalhas. Aliado a isso, um forte processo de especulação imobiliária, advindo do "milagre brasileiro" na década de 70, expulsou os pescadores de suas praias e estuários, inviabilizando cada vez mais a pesca artesanal no contexto nacional, conforme Costa (2006).

Em 2002, houve uma forte expectativa do setor, principalmente por conta da criação da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República – SEAP-PR, efetivamente criada no dia 1º de janeiro de 2003.

A esperança de ver a pesca reconhecida como um setor economicamente importante para a nação foi reacendida. Aos poucos a SEAP foi se estruturando e se tornou referência para o setor. No entanto, atualmente o tema Pesca em nível federal tem tido dificuldades de avançar em função das várias reformas ministeriais, ocorrendo a extinção do Ministério da Pesca, sendo o setor transferido ao Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento, posteriormente ao Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços e mais recentemente à Presidência da República.

Ainda no ano de 2003, foi realizada a 1ª Conferência Nacional de Aquicultura e Pesca, no mês de novembro, que teve como objetivo principal debater o Projeto Político da SEAP e aprovar o Plano Estratégico de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca. Esse processo foi antecedido por 27 conferências estaduais, que propuseram, discutiram e elegeram seus delegados para a Conferência Nacional. Nunca na história nacional o setor foi tão movimentado pelo poder público e nunca se reuniram tantos pescadores num evento de

caráter nacional. Foram eleitos cerca de 1.000 delegados e delegadas, sendo que desse universo 90% foram representantes da pesca artesanal. Decididamente, foi a ação mais importante e expressiva da SEAP para a o setor pesqueiro e resultou no Caderno de Resoluções, em que as propostas aprovadas ficaram registradas para a orientação e cobranças necessárias.

Infelizmente, devemos admitir que estruturalmente a SEAP não estava – como não está – preparada para dar conta de tão nobre e árdua tarefa e aos poucos as expectativas foram sendo frustradas uma a uma, com pequenos avanços que não conseguem suplantar as decepções.

Com equipe técnica reduzida, orçamento irrisório e uma equipe dirigente para a qual em muitos momentos falta conhecimento do setor, a SEAP tem frustrado, em muito, as expectativas dos pescadores artesanais em ter suas reivindicações atendidas.

Projetos estratégicos para a pesca artesanal como extensão pesqueira, alfabetização, regularização profissional e aspectos relacionados aos benefícios sociais não vão pra frente por total falta de compreensão de sua importância e influência direta na vida das comunidades pesqueiras.

São muitos os desafios relacionados à atividade da pesca, e as comunidades ribeirinhas necessitam de apoio na busca de caminhos para que consigam preservar seus recursos e sua dignidade e continuem a "viver da pesca", como sempre fizeram.

O Estado de Mato Grosso dispõe de uma legislação de pesca própria, Lei nº 9.096 de janeiro de 2009. Ela sofreu algumas complementações de acordo com outras cinco leis: a Lei nº 9.130 de maio de 2009, Lei nº 9.204 de agosto de 2009, Lei nº 9.794 de julho

de 2012, Lei nº 9.893 de março de 2013 e Lei nº 9.895 de março de 2013, da Secretaria de Estado do Meio Ambiente– SEMA, 2018. Essas leis compiladas e associadas com a Lei Federal de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998) e o Decreto Federal que a regulamenta, o Decreto n° 6.514 de 22 de julho de 2008 (BRASIL, 2008), são as principais ferramentas legais seguidas pela SEMA nas ações de gestão e fiscalização dos recursos pesqueiros.

A legislação vigente normatiza o uso dos instrumentos de pesca, tais como: tarrafa, rede, anzol de galho, boia fixa, ceva (saco com milho ou soja utilizado para atrair os peixes), arpão e estaca. O pescador também deve portar a carteira de pesca, caso contrário está irregular com a lei vigente no país. A SEMA é o órgão responsável para disponibilizar a carteira de pesca. A construção de tablados e plataformas às margens dos rios, anteriormente proibida, está permitida, e voltou a ser autorizada a partir das mudanças estabelecidas na lei. Muitos pescadores têm reclamado, pois essa permissão está causando um grande problema relacionado ao processo de privatização das margens dos rios.

Numa leitura das leis de pesca de Mato Grosso e o resultado das estratégias do consenso cultural, nota-se a proibição da prática de cinco das seis estratégias de pescas contempladas pelo consenso: gancho, espinhel, tarrafa, rede e anzol de galho. Esse fato deve-se ao desconhecimento que o uso das estratégias de pesca pelos pescadores varia com diversos fatores ligados ao pulso de inundação.

Diegues (2000) ressalta que os fatores para o fracasso de um modelo de gestão são múltiplos e envolvem questões relacionadas aaspectos socioculturais, técnicos, econômicos e políticos, em especial, referente à pesca artesanal.

Segundo Leitão (1995), a expressão pesca artesanal tende a indicar a atividade exercida por produtores autônomos, ocupando quase totalmente seu tempo na atividade de pesca, proprietários dos meios de produção, sem vínculo empregatício ou de assalariamento, que exercem a pesca como atividade econômica prioritária, desenvolvendo relações de trabalho com base na parceria com tecnologia de captura seletiva e não mecanizada, cuja produção destina-se à comercialização nos mercados locais. Diferenciam-se, por isso, dos pescadores ligados a um sistema empresarial de produção, cujos barcos pertencem a uma corporação, com administração profissional, em que a atividade é marcada pelo trabalho assalariado, mecanização e beneficiamento centralizado.

Assim, podemos afirmar que os pescadores estão se tornando especialistas no uso de estratégias que capturam espécies de peixes de valor comercial, o que está levando à diminuição do uso das estratégias de pesca; num universo de 21 estratégias de pesca no domínio cultural, observou-se o uso de apenas seis, das quais cinco possuem restrições de uso pela política de pesca de Mato Grosso. Nesse sentido, com a perda desse conhecimento sobre as estratégias de pesca, centram o esforço de captura nas espécies consideradas de primeira ordem de valor comercial (barbado, piranha, jaú e pacu-peva).

Dessa forma, pode-se afirmar que a política de pesca do Estado de Mato Grosso também pode estar influenciando a perda do conhecimento do uso das estratégias de pesca pelos pescadores da comunidade, uma vez que restringe os usos do domínio cultural e, consequentemente, provoca a perda desse conhecimento.

As políticas referentes à pesca deviam partir de uma gestão participativa, isto é, da discussão entre as comunidades tradicionais e

órgãos ambientais governamentais competentes, elaboração de uma política e programas baseados em princípios culturais, estimulando a organização das comunidades e colônias, sistematizando e possibilitando o escoamento e sistema de comercialização do pescado.

A inserção das comunidades tradicionais nos conselhos e espaços de representatividade dos órgãos governamentais constitui uma forma importante de democratização de gestão, uma vez que tais conselhos possuem atribuições fundamentais, como: acompanhar a elaboração, implementação em revisão do plano de manejo, garantindo o seu caráter participativo e assegurando a participação e algum poder decisório a todos os atores e segmentos sociais com interesses relacionados à unidade (SANTILLI, 2005).

Ações e projetos relacionados à pesca

O Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai –PCBAP foi uma iniciativa das secretarias de Estado do Meio Ambiente dos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, com a finalidade de se elaborar um trabalho técnico-científico no contexto socioambiental, com a finalidade de se definir diretrizes para a conservação ambiental da bacia. Os motivos que levaram a isso foram os vários problemas ambientais identificados na bacia, com destaque para erosões, assoreamento, pesca predatória, caça predatória, garimpos clandestinos, desmatamentos irregulares, entre outros. O PCBAP foi precursor do Zoneamento Ecológico-econômico, que se desenvolveu a partir da década de 1992 para o território nacional, com finalidade claramente definida de promover o ordenamento territorial com base no planejamento ambiental, seguindo os princípios do desenvolvimento sustentável.

Outros estudos foram feitos sobre o potencial econômico da região, do ponto de vista do desenvolvimento regional e, eventualmente, sobre o seu regime hidrológico peculiar. Na maioria das vezes, tais estudos foram feitos de forma fragmentária, abordando áreas ou temas específicos, sem considerar o conjunto do ecossistema. Apesar da realização desses ensaios, a obtenção de informações sobre a região tornou-se difícil; muitas vezes, procurados para sistematização, os dados haviam se perdido ou se encontravam em poder de empresas ou entidades de pesquisa que cobravam altos preços pela sua cessão ou simplesmente não se dispunham a fornecê-los.

Os órgãos de meio ambiente dos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul não dispunham de informações básicas para o gerenciamento ambiental do Pantanal, o que dificultava, por exemplo, a expedição de licenças a empreendimentos poluidores na planície pantaneira.

Por outro lado, havia necessidade de ter um programa de meio ambiente da bacia, de caráter setorial e preservacionista, à revelia da realidade socioeconômica vigente e das tendências mais prováveis de utilização social dos recursos do ecossistema. Os termos de referência para a elaboração do PCBAP definiam, portanto, como objetivo geral "o disciplinamento e a orientação do desenvolvimento econômico existente e potencial da bacia, a partir de uma perspectiva conservacionista dos recursos naturais e do incentivo a atividades produtivas, imprimindo padrões culturais e tecnológicos adequados à capacidade de suporte dos complexos ecossistemas de planície pantaneira e das terras altas do seu entorno", que incluem a BHC. A aplicação desses "procedimentos metodológicos" resultou, na verdade, no desenho de uma estratégia de

desenvolvimento sustentável em escala regional –o primeiro exercício desse tipo realizado no país.

Em 1996, o governo brasileiro, por intermédio da Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente – SRH/MMA, solicitou a assistência técnica e financeira do Global Environmental Facilty–GEF, tendo o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente–PNUMA como organismo implementador e a Organização dos Estados Americanos–OEA como organismo executor do PNUMA para a implementação de diretrizes identificadas no PCBAP e a preparação de um programa de gerenciamento integrado para a bacia, que levasse em conta sua relevância, suas potencialidades e suas fragilidades.

Foram realizados diversos Subprojetos ou Atividades, incluindo a elaboração do Diagnóstico Analítico da Bacia – DAB e a elaboração do Plano de Ações Estratégicas – PAE. As atividades dos Subprojetos desenvolveram-se de 2000 a 2003, estruturadas em seis componentes: Qualidade da água e proteção ambiental; Conservação do Pantanal; Degradação da terra; Envolvimento dos interessados e desenvolvimento sustentável; Desenvolvimento da estrutura governamental e Implementação do Programa de Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai.

O Conselho Estadual de Pesca – CEPESCA

O Conselho Estadual da Pesca – CEPESCA-MT é um órgão colegiado deliberativo, com composição paritária, vinculado à SEMA, com a finalidade de propor a formulação de políticas públicas, com vistas a promover a articulação e o debate dos diferentes níveis de governo

e sociedade civil organizada, para o desenvolvimento e fomento das atividades de pesca no Estado de Mato Grosso. Foi instituído pela Lei Estadual da Pesca nº 9.096 de 16 de janeiro de 2009 (SEMA, 2018).

A instalação do CEPESCA ocorreu em sua 1ª Reunião Ordinária em 15 de julho de 2014, e tendo seu Regimento Interno instituído pela Resolução CEPESCA n° 003/2015, de 29 de abril de 2015 (CEPESCA, 2015).Tem como competências, conforme o art. 6º da Lei n° 9.096/2009:

> I - propor normas e diretrizes relativas à política estadual de pesca;
>
> II - deliberar sobre os assuntos relativos à pesca, que lhe forem submetidos pela SEMA;
>
> III - estabelecer zonas e épocas em que é interditada a atividade pesqueira;
>
> IV - estabelecer controle de esforço de pesca sobre estoques determinados, por meioda limitação de frotas, pescadores e cotas de extração;
>
> V - proibir o emprego, geral ou em zona determinada, das modalidades e aparelhos de pesca;
>
> VI - estabelecer medidas visando à permissão da pesca de subsistência durante o período de interdição da atividade pesqueira.

O Estado de Mato Grosso é pioneiro no estabelecimento desse órgão colegiado, compreendendo atualmente 18 instituições-membros envolvendo o segmento do governo, da sociedade civil, do setor de turismo da pesca e as colônias de pescadores profissionais. Um dos importantes trabalhos desenvolvidos foi a alteração do período de

defeso no Estado, passando a ser entre os meses de outubro e janeiro a partir de 2016, sendo essa alteração respaldada pelos estudos técnicos do monitoramento reprodutivo das espécies de peixes de interesse comercial.

O CEPESCA também está propondo uma alteração legislativa na Lei de Pesca vigente, contemplando os anseios de todos os atores relacionados com a pesca e diminuindo alguns conflitos e gargalos existentes na legislação vigente, proporcionando o uso sustentável do peixe como recurso natural e seus usos múltiplos. Além de contemplar as demandas da sociedade, contempla a produção de conhecimentos científicos e a influência de fatores naturais e de outras atividades humanas que agem sobre a pesca, com vistas à conservação e uso sustentável dos recursos pesqueiros. Esse trabalho que vem sendo desenvolvido é pioneiro, inovador e ousado, e poderá servir de referência para outros estados.

Considerações Finais

As informações oriundas da estatística pesqueira obtidas diretamente com os pescadores abrem uma reflexão sobre a importância da fusão entre conhecimento ecológico tradicional dos pescadores e o conhecimento acadêmico, em uma perspectiva de elaboração de planos de co-manejo que mantenham os estoques pesqueiros viáveis aos peixes e aos pescadores. Co-manejo pesqueiro é o compartilhamento de responsabilidades e autoridade para manejar a pesca entre o governo e os pescadores.

É pertinente que as proposições de manejo incorporem o conhecimento ecológico tradicional dos pescadores, para garantir

que os usuários participem ativamente das decisões que influenciam diretamente suas vidas.

A implantação de sistemas de monitoramento pesqueiro participativos,em quepescadores forneçam informações de desembarque pesqueiro, para avaliar o efeito da captura de determinadas espécies na manutenção dos estoques pesqueiros viáveis àpesca, podem gerar informações que direcionem a tomada de decisão dos gestores da pesca para uma gestão pesqueira participativa pautada no co-manejo e/ou manejo adaptativo.

A atividade pesqueira artesanal praticada no Rio Cuiabá, apesar de apresentar vários problemas, mais que uma forma de obtenção de renda, é um meio de vida importante que precisa ser preservado, realizado por um grupo cultural diferenciado, ansioso para ser reconhecido, para negociar, gerenciar e cuidar do recurso pesqueiro, contribuindo para a sociedade de forma sustentável e garantindo a conservação da diversidade biológica e cultural do Pantanal.

Aproximadamente 85% da área do Pantanal brasileiro ainda estão cobertos pela vegetação nativa e isso mostra que quem conservou o Pantanal, como ele está até hoje, foram seus moradores. Sem a vontade e a cultura do pantaneiro, adquirida ao longo dos anos no convívio com esse ecossistema, nenhum esforço de conservação seria efetivo. São eles que sabem quem trafega nos rios, o que busca, o que retira, o que deixa.

A operação de hidrelétricas na bacia, como a APM-Manso – Aproveitamento Múltiplo de Manso, geralmente mantém a descarga média de um rio mas altera a descarga mínima e máxima para valores preestabelecidos. Além disso, a operação pode causar variações de curto

prazo que são maiores que as esperadas naturalmente, além de diminuir a biodiversidade. A modificação no regime de fluxo também pode afetar a vegetação ao longo do curso dos rios. A cobertura vegetal também poderá mudar e as plantas aquáticas poderão invadir os rios quando o fluxo se normalizar. O movimento lateral dos mamíferos, répteis e anfíbios também está ligado ao regime das cheias e a perturbação da condição do fluxo afetará essas migrações laterais.

Os pescadores atribuem especificamente à operação das dragas no leito do rio a redução na quantidade de peixes a partir da instalação da usina de Manso e as degradações ambientais.

Outro fator crucial para a sobrevivência do pescador profissional artesanal e homem pantaneiro está ligado diretamente àineficiência de políticas públicas para o setor. Na atualidade, verificamos a cadeia produtiva desorganizada, dificuldade para acesso a créditos, ausência de incentivos públicos para o fortalecimento do setor, legislação vigente caduca para os interesses da classe e crescente difamação da categoria atribuindo a eles a responsabilidade pela sobre-exploração dos estoques pesqueiros: de anzol e linha na mão e em uma canoa de um pau só. Nivelar a categoria por aquele que não atende à legislação tornou-se prática recorrente na opinião pública local, formada por segmentos que têm interesse na desestruturação desse importante guardião do Pantanal.

A comunidade ribeirinha vem aos poucos se distanciando das atividades rurais e estáse envolvendo com as atividades de turismo na área da gastronomia regional, no artesanato local (produção de rapadura, confecção de redes) e nas atividades culturais de música e dança, como atrativo turístico e geração de renda. Muitas residências se

transformaram em restaurantes e os ribeirinhos vêm utilizando os seus conhecimentos se adaptando a essa nova prática.

Alguns pescadores, na tentativa de manter a sua atividade, vêm praticando uma nova forma de pesca, substituindo a pesca no rio (na comunidade) pela descida no Pantanal.

O fato de algumas comunidades, como Bonsucesso, por exemplo, estarem sob os efeitos da urbanização, com o fácil acesso à área metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande, proporcionou muitas vantagens para a região, como: acesso aos meios de comunicação, transporte urbano, estrada e energia. Os problemas da urbanização também já estão bem evidentes nessas comunidades, sendo o principal deles o alto índice de roubos, conforme relatos dos moradores.

A atividade pesqueira já não é mais incentivada de pai para filho. Agora, estes estão indo para a cidade para estudar e estão escolhendo suas profissões.

Referências

ÁVILA, G.R.P.T. **Viabilidade sócio ambiental do cooperativismo no setor de pesca profissional na Baixada Cuiabana**. 86 f. 2011. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 2011.

BERKES, F.; FOLKE, C. (ed.) **Ligando Sistemas Sociais e Ecológicos:** Práticas de Gestão e Mecanismos Sociais para Construir Resiliência. Nova Iorque: Cambridge University Press, e. 1998. 414p.

BERKES, F.; MAHON, R.; MCCONNEY, P.; POLLNAC, R.; POMERY, R. (autores da versão original em inglês). KALISKOSKI, D.C. (org. edição em português). **Gestão de pesca de pequena**

escala: diretrizes e métodos alternativos. Rio Grande: Ed. FURG. 2006. 360p.

BERNARD, R. **Research Methods in Anthropology**: Qualitative and Quantitative Approaches. New York: Almira Press. 2002. 803p.

BRASIL. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.htm>. Acesso em: 17 jul. 2018.

BRITISK, H.A.; SILIMON, K.Z.S; LOPES, B.S. **Peixes do Pantanal**: Manual de identificação. Corumbá-MS: Editora EMBRAPA – SPI, Embrapa Pantanal. 1999. 184p.

CASTRO, E. Território, biodiversidade e saberes de populações tradicionais. In: DIEGUES, A.C. (org.). **Etnoconservação**. Novos rumos para a conservação da natureza. São Paulo: HUCITEC, NUPAUB-USP. 2000. p.166-177.

CEPESCA. Conselho Estadual de Pesca de Mato Grosso. **Resolução CEPESCA n° 003/2015**, de 29 de abril de 2015. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/attachments/article/3085/Resolucao_003_2015%20Regimento%20Interno.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2018.

COSTA JÚNIOR, P. **Os vilões do Rio Cuiabá**: um estudo sobre a pesca em Estirão Comprido – Pantanal de Barão de Melgaço-MT. 1993. 96 f. Monografia (Especialização em Educação Ambiental) – Instituto de Biociências, Departamento de Botânica e Ecologia, Universidade Federal de Mato Grosso. 1993.

COSTA NETO, E.M.; DIAS, C.V.; MELO, M.N.O conhecimento ictiológico tradicional dos pescadores da cidade de Barra, região do médio São Francisco, Estado da Bahia, Brasil. **Acta Scientiarum**. Maringá, v. 24, nº 2, p. 561-572, 2002.

COSTA, A.L. **Alguns aspectos sobre a pesca artesanal no Brasil**. 2006. Disponível em: <http://www.icsf.net/cedepesca/presentaciones/lobocostas/lobocosta.doc>. Acesso em: 27 mai. 2018.

COSTA, M.F. História da Ocupação da Bacia do Alto Rio Paraguai. Cuiabá: **NERU**, UFMT.p. 5-31, 1995.

DA SILVA, C.J.; SILVA, J.A.F. **No ritmo das águas do Pantanal.** São Paulo: NUPAUB-USP, 1995. 210p.

DA SILVA, C.J.; ESTEVES, F. Dinâmica das características limnológicas das lagoas Porto de Fora e Acurizal em função da variação do nível de água. In: ESTEVES, F.A. (ed.) **Estrutura, funcionamentoe manejo de ecossistemas brasileiros**. Rio de Janeiro: UFRL, 1995. p. 47-60.

DIEGUES, A.C. **A imagem das Águas**. São Paulo: Editora Hucitec. 2000. 207p.

DORIA, C.R.C. ARAÚJO, T.R.; SOUZA S.T.B.; TORRENTE-VILARA G. Contribuição da etnoictiologia à análise da legislação pesqueira referente ao defeso de espécies de peixes de interesse comercial no oeste da Amazônia Brasileira, rio Guaporé, Rondônia, Brazil **Biotemas**, v. 21, nº2, p. 119-132, 2008.

DREW, J.A. Use of traditional ecological knowledge in marine conservation. **Conservation Biology**,v. 19, nº4, p. 1286-1293, 2005.

FAO. Small-scale fisheries –Web site.**People and communities**. In: FAO fisheries and aquiculture Department [on line]. 2009. Disponível em: <http://www.fao.org/fishery/SSF/people/en>. Acesso em: 14 jan. 2011.

FERRAZ, L. **Uso e Manejo Adaptativo dos recursos pesqueiros por comunidades tradicionais do rio Cuiabá, Pantanal-MT**. 2011. 118 f. Tese. (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos. 2011.

FERRAZ, L.; DA SILVA, Conhecimento Ecológico Tradicional dos Pescadores da Comunidade de Bonsucesso (Médio Rio Cuiabá-MT). In: SANTOS et.al. (org.). **Paisagem, Biodiversidade e Cultura**. 1ªed. São Carlos. 2012. p. 431-451.

FERREIRA, M.S.F.D. **Lugar, recursos e saberes dos ribeirinhos do médio rio Cuiabá, Mato Grosso**. São Carlos: UFSCar. 2010. 178p.

HOLLING, C.S. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. **Ecosystems**,v. 4, nº 5,p. 390-405,2001.

IGNÊS, J.R. **Conhecimento Ecológico Tradicional da pesca na comunidade de Estirão Comprido em Barão de Melgaço, Pantanal Mato-grossense**. Dissertação. (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, Brasil. 2008. 74p.

JUNK, W.F.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The Flood Pulse Concept in River Floodplains. **Canadian Special Publicationof Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110-127,1989.

JUNK, W.J.; DA SILVA, C.J. O conceito do Pulso de Inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL,2, 1999, Corumbá, MS**. Anais...** Corumbá: Embrapa, 1999. p. 17 - 28.

JUNK, W.J.; DA SILVA, C.J. O pulso de Inundação: Bases para Manejo do Pantanal. In: CLAUDINO SALES, V. (org.) **Ecossistemas Brasileiros**: Manejo e Conservação. Fortaleza: Expressão Gráfica. 2003. p. 179-188.

LEITÃO, W.M. Pesca e Políticas Públicas. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi. Antropologia**, v. 12, nº2, p 185-198, 1995.

LEME DA SILVA, A.S.; BEGOSSI, A. Uso dos Recursos por Ribeirinhos no Médio Rio Negro. In: BEGOSSI, A. **Ecologia de Pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia**. São Paulo: NUPAUB-USP. 2004. 332 p.

MARQUES, J.G. **Pescando Pescadores**: Ciência e Etnociência em uma Perspectiva Ecológica. 2ª ed. São Paulo: NUPAUB-USP. 2001. 258p.

MATO GROSSO. **Lei nº 7.155, de 21 de julho de 1999**. Dispõe sobre a pesca, estabelecendo medidas de proteção à ictiofauna. Mato Grosso, Julho, 1999.

MEDEIROS, H. Q. **Impactos das políticas públicas sobre os pescadores profissionais do Pantanal de Cáceres, Mato Gros**so. 1999. 217 f. Dissertação. (Mestrado em Ciência Ambiental) –Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1999.

MORAIS, R.F. **Conhecimento Ecológico Tradicional da Pesca pela Comunidade Cuiabá-Mirim Barão de Melgaço, Pantanal Mato-Grossense, Mato Grosso**. 2006. 90 f. Dissertação. (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, Brasil. 2006.

MURILLO A.C.; BARROS F.B. Etnoictiologia en la comunidad indígena Ticuna de Gamboa: un análisis de las relaciones territoriales en la Baja Amazonia del Perú, **Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros,**v. 247, p. 59-93, 2017.

NAZAREA, V. Local knowledge and memory in biodiversity conservation. **Annual Review of Anthropology**, v. 35, p. 317-35, 2006.

OLIVEIRA, G.Z.; DA SILVA, C.J. Conhecimento ecológico tradicional de pescadores profissionais sobre peixes da baía Caiçara, Pantanal de Mato Grosso, Cáceres, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências,** v. 15, nº 1, 2, 3, p. 171-181, 2013.

PETRERE-JUNIOR, M., AGOSTINHO, A.A., OKADA, E.K.; JULIO JUNIOR, H.F. Review of the fisheries in the Brazilian portion of the Paraná/Pantanal basin. In: COWX, I.G. (ed). **Management and ecology of lake and reservoir fisheries**. Oxford: Fishing News Books. 2002. p. 123-143.

ROSS, M.R. **Fisheries conservation and management.** New Jersey: Prentice Hall. 1997. 374p.

SAFFORD, T. G. A Bacia do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul. **Projeto Marca D'água**. Núcleo de Pesquisa em Políticas Públicas Edifício da FINATEC Campus Universitário Darcy Ribeiro, 2001. Disponível em: <http://www.marcadagua.org.br/cuiaba.pdf>. Acesso em: 30 ago.2017.

SANTILLI J. **Socioambientalismo e Novos Direitos: proteção jurídica à biodiversidade e cultura**. São Paulo: Editora Fundação Peirópolis. 2005. 303p.

SEAP. Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca/Presidência da República. Instrução Normativa número 3, de 12 de maio de 2004. **Diário Oficial da União** de 13/05/2004, p. 6. Dispõe sobre operacionalização do Registro Geral de Pesca.

SEMA. Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso. **Lei nº 9.096 de janeiro de 2009 e suas alterações**. Dispõe sobre a Política da Pesca no Estado de Mato Grosso e dá outras providências.Disponível em: http://www.sema.mt.gov.br/attachments/article/3085/Lei%20 9096%20compilada%20(2).pdf. Acesso em 17/07/2018.

SILVANO, R.A.M.; BEGOSSI, A. Ethnoichthyology and fish conservation in the Piracicaba River (Brazil). **Journal of Ethnobiology**, v.22, nº2, p. 285-306,2002.

SIQUEIRA, E.M. **Processo histórico de Mato Grosso**. Cuiabá: Editora da UFMT, 2002. 272p.

STANKEY, G.H.; CLARK, R.N.; BORMANN, B.T. **Adaptive management of natural resources: theory, concepts, and management institutions**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-654. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 2005. 73p.

Capítulo 2 -

PLANTAS E PESSOAS: REVELANDO O CONHECIMENTO LOCAL

Germano Guarim Neto

Temilze Gomes Duarte

Introdução

Aspectos relevantes da Bacia do Rio Cuiabá podem ser encontrados na obra organizada por Figueiredo; Salomão (2009), o primeiro livro desta coletânea, na qual diversos autores tratam de temas de suas especializações, contribuindo para o conhecimento e a valorização da referida bacia.

Vale destacar no contexto da obra referida os capítulos apresentados por Barros (2009 a, b) abordando a caracterização da cobertura vegetal e as unidades de paisagem da região.

Nesse sentido, o presente capítulo vem complementar os estudos de botânica da referida obra, abordando as relações humanas com as plantas na Bacia do Rio Cuiabá. Como afirmam Guarim Neto e Maciel (2008), "as relações humanas com os recursos vegetais são reveladas pela Etnobotânica, enquanto básica para o entendimento daquilo que se manifesta nos ambientes, especialmente em nível cultural".

Caballero (1979) define Etnobotânica como um campo interdisciplinar de estudos e pesquisas, abrangendo ainda a interpretação do conhecimento, do significado cultural, do manejo e

dos usos tradicionais dos componentes de uma dada flora. É assim que se processa a origem dos dados que são decodificados na academia, respeitando um linguajar que privilegia a comunidade e seus significados científicos.

Os resultados de estudos e pesquisas sobre o uso diversificado de plantas em terras mato-grossenses podem ser evidenciados nas contribuições de autores que trataram deste tema, tendo como prioridade o conhecimento oriundo de moradores de diversos ambientes regionais, destacando as principais contribuições, onde é muito representativa a categoria de plantas medicinais, com ênfase para a Bacia do Cuiabá, como cronologicamente apresentamos a seguir.

- Berg (1980) abordando aspectos referentes às plantas medicinais encontradas nos municípios de Cuiabá, Chapada dos Guimarães e redondezas, localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHC).
- Guarim Neto (1987) apresenta 128 espécies com valor medicinal, tanto as nativas como exóticas.
- Guarim Neto (1996) relaciona em geral a flora medicinal em uso no Estado de Mato Grosso.
- Souza, Guarim Neto (1999) revelam aspectos relevantes do conhecimento etnobotânico em duas comunidades ribeirinhas: Coxipó do Ouro e São Gonçalo, localizadas na BHC.
- Sales e Guarim Neto, Macedo(2000) mostraram os resultados do estudo realizado com a "catuaba ou verga-tesa".

- Amorozo (2002) estudou especificamente o uso de plantas em Santo Antônio de Leverger, município pertencente à BHC.
- Guarim Neto e Morais (2003a, b) apresentaram uma extensa revisão bibliográfica das pesquisas com plantas medicinais em Mato Grosso.
- Macedo e Ferreira (2004) mostraram um estudo sobre plantas hipoglicemiantes.
- Pasa e Guarim Neto (2005) abordaram aspectos importantes sobre o uso de recursos vegetais no Vale do Aricá, afluente do Rio Cuiabá.
- Pasa, Soares e Guarim Neto(2005) revelam interessantes dados etnobotânicos para a comunidade de Conceição-Açu, alto da Bacia do Rio Aricá-Açu, também afluente do Rio Cuiabá.
- Guarim Neto e Pasa (2005) apontam as plantas usadas na preparação de garrafadas medicinais;
- Amaral e Guarim (2007) apresentam um interessante estudo etnobotânico no município de Jangada, comunidade de Cascavel, mostrando usos diversos das espécies locais.
- Pasa (2007) destaca o saber local referente às plantas na comunidade do Bambá, localizada na BHC.
- Souza (2007) mostrou a riqueza do conhecimento etnobotânico da comunidade de Baús, situada na BHC.
- De La Cruz (2008) traz uma importante obra abordando a farmacopeia popular de raizeiros.

- Guarim Neto e Carniello (2008) organizaram a obra que trata de recursos vegetais em quintais de Mato Grosso.
- Morais, Morais e Da Silva(2009) tratam do conhecimento ecológico tradicional sobre plantas cultivadas pelos pescadores da comunidade de Estirão Comprido no Pantanal Mato-Grossense, localizada em Barão de Melgaço, município da BHC.
- Souza, Fernandes e Pasa (2010) apresentam o estudo etnobotânico voltado para as plantas medicinais na comunidade São Gonçalo Beira Rio, situada na área urbana de Cuiabá, margem esquerda do Rio Cuiabá.
- Ferreira (2010) discute intensamente os recursos e saberes dos ribeirinhos do médio Rio Cuiabá.
- Guarim Neto e Carvalho (2011) consideram aspectos relevantes da biodiversidade mato-grossense, enfocando as plantas e suas potencialidades.
- Morais e Da Silva (2011) trazem uma contribuição importante na abordagem da Etnoecologia, referindo-se às plantas nativas na comunidade de Estirão Comprido no Pantanal Mato-Grossense, município de Barão de Melgaço.
- Rieder, Guarim Neto (2012) apresentam particularmente as plantas medicinais apontadas para controle de diabetes em Mato Grosso.
- Moreira, Batista e Guarim Neto(2013) referem uma listagem de espécies da vegetação marginal da estrada Santo Antônio de Leverger - Mimoso, no Pantanal de Mato Grosso, área de inundação do Rio Cuiabá.

- Gonçalves e Pasa (2015) abordam o tema enfocando a comunidade Sucuri e o uso de plantas, situada na área urbana de Cuiabá, porção média da BHC.
- Costa et al. (2017) apresentam as informações referentes às plantas medicinais obtidas por meio de entrevistas com pessoas da comunidade Rio dos Couros, na área de drenagem do Rio Coxipó, afluente do Cuiabá.
- Fiebig e Pasa (2018) listaram as plantas medicinais da comunidade de Passagem da Conceição, localizada na área urbana de Várzea Grande, margem direita do Rio Cuiabá.

Desta forma, o objetivo do presente trabalho é divulgar o conhecimento botânico tradicional existente atualmente na BHC e arredores, nos pressupostos da Etnobiologia, Etnoecologia e especialmente da Etnobotânica e com base nos estudos citados anteriormente.

Resultados

As plantas selecionadas estão apresentadas na Tabela 1, na qual se percebem espécies de diferentes ambientes, tanto terrestres quanto aquáticas, com variadas formas de uso pela população, principalmente comunidades tradicionais, que incluem tanto as medicinais como as madeireiras, ornamentais, com frutos comestíveis, as que são utilizadas para iscas, as místicas e as melíferas. Além desses usos, vale destacar a importância do conhecimento que as comunidades tradicionais detêm em relação ao ciclo reprodutivo das plantas e sua relação com a proteção dos recursos hídricos.

As espécies apresentadas na Tabela 1 são as citadas nas referências, bem como são de conhecimento dos autores, em sua maioria plantas nativas que ocorrem nas diferentes fitofisionomias do bioma Cerrado, cultivadas nos quintais ou espontâneas.

Tabela 1. Relação das plantas catalogadas na Bacia do Rio Cuiabá, seus usos tradicionais ou potenciais e habitat de ocorrência

Nomes populares	**Família**	**Nomes científicos**	**Usos**	**Habitat**
Abobreira	Fabaceae	*Erythrina fusca* Lour.	MED	MAC
Acuri	Arecaceae	*Scheelea phalerata* (Mart. ex Spreng.) Burret	FRC, ISC, ORN	CSS, CER, MAC
Açoita-cavalo	Malvaceae	*Luehea divaricata* Mart.	LEN	CER, CSS
Aguapé	Pontederiaceae	*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms	MED	AQU
Algodão-bravo	Convolvulaceae	*Ipomoea carnea* Jacq.	MED	AQU
Algodãozinho	Bixaceae	Cochlospermum regium (Schrank) Pilg.	MED, MEL	CSS, CAM
Amescla	Burceraceae	*Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand	MED, MAD, LEN	MAC, CER
Amoreira	Moraceae	*Morus nigra* L.	MED, FRC	CUL
Angelim	Fabaceae	*Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke	MED, MAD, MEL	CSS, CER, MAC
Angico-vermelho	Fabaceae	*Anadenanthera falcata* Speg.	MAD	CSS, CRR
Angiquinho	Fabaceae	*Anadenanthera columbrina* (Vell.) Brenan	MAD, MED, LEN	CSS, CER, MC
Aricá, cega-machado	Lythraceae	*Physocalima scaberrimum* Pohl	MAD, ORN	CER, CSS, MAC
Arnica-de-batata	Malpighiaceae	*Camarea ericoides* L.	MED	CSS

Nomes populares	Família	Nomes científicos	Usos	Habitat
Aroeira	Anacardiaceae	*Myracroduon urundeuva* Allemão	MAD	CER, MAC
Assa-peixe	Asteraceae	*Vernonia polyanthes*(S-preng.) Less.	MED, MEL	CSS, CER, MAC
Bacupari	Clusiaceae	Garcinia gardneria-na (Planch. & Triana) Zappi	FCR	MAC
Barbatimão	Fabaceae	*Stryphnodendron adstrin-gen*s (Mart.) Coville	MED, MAD, LEN	CSS, CER
Bocaiuveira	Arecaceae	*Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. Ex Mart.	FCR	CSS, CER
Bolsa-de-pastor	Bignoniaceae	*Zeyhera montana Mart.*	MED	CSS, CER
Buriti	Arecaceae	*Mauritia flexuosa* L. f.	FCR,	VER
Cabaça, coité	Bignoniaceae	*Crescentia cujete* L.	MED, ORN	MAC
Cabaceira	Capparaceae	*Crataeva tapia* L.	MED	MAC
Cabriteiro	Ramnaceae	*Rhamnidium elaeocarpum* Reiss., R	FCR	MAC, CER
Cajá-manga	Anacardiaceae	S*pondias* sp.	FCR	MC
Cajá-mirim	Anacardiaceae	*Spondias mombin* L.	FCR, ISC	MAC
Calção-de-velho	Boraginaceae	*Cordia insignis* L.	MED	CSS
Cambará	Vochysiaceae	*Vochysia divergens* Pohl	MAD, MEL	CER
Camboatá-ver-melho	Sapindaceae	*Cupania vernalis* Camb.	MAD	CSS, CRR
Camomila	Asteraceae	*Matricharia recutita* L.	MED	CUL
Cana-de-açúcar	Poaceae	*Saccharum officinarum* l.	COM	CUL
Canafístula	Fabaceae	*Cassia rosea* L.	ORN	CRR
Caninha-do-brejo	Costaceae	Costus spicatus (Jacq.) Sw.	MED, ORN	MC

Nomes populares	Família	Nomes científicos	Usos	Habitat
Cancerosa	Moraceae	*Sorocea guilleminiana* Gaudich.	MED	MC
Canjiqueira	Malpighiaceae	*Byrsonima orbygniana* HBK.	FRC	CSS, CER
Canzileiro	Fabaceae	*Platipodium elegans* L.	MAD	CSS, CER
Capim-cidreira	Poaceae	*Cymbopogon citratu*s L.	MED	CUL
Capim-gordura	Poaceae	*Melinis minutiflora* Mill.	MED	CUL
Carambola	Oxalidaceae	*Averrhoa carambola* L.	FRC, MED	CUL
Carne-de-vaca	Proteaceae	*Roupala montana* Berg.	MED	CSS
Cedro	Meliaceae	*Cedrela fissilis* L.	MAD	CRR
Chapéu-de-couro	Alismataceae	*Echinodorusmacrophyllus* Miq.	MED	AQU
Chá-de-frade, Guassatonga	Salicaceae	*Casearia sylvestris SW.*	MED	CSS, CER
Chichá	Malvaceae	*Sterculia apetala* Karst	MAD, FCR	MAC, CER
Chico-magro	Malvaceae	*Guazuma ulmifolia* Lam.	MED, FCR, MEL	CER, CSS, MAC
Coentro-castelo	Apiaceae	*Eryngium foetidum L.*	COM, MED	MAC
Copaíba	Fabaceae	*Copaifera langsdorfii* Mart.	MAD, MED	MAC, CER
Coroa-de-frade	Memecylaceae	*Mouriri guianensis* L.	FCR	CRR
Cumbaru, Baru	Fabaceae	*Dipteryx alata* Vog.	MAD, FCR	CER, MAC
Embaúba	Urticaceae	*Cecropia pachystachya* Trécul.	MED	CSS, CER, MAC
Erva-de-bicho	Polygonaceae	*Polygonum hidropiperois* Mich.	MED	AQU
Erva-de-Santa--Maria	Chenopodia-ceae	*Chenopodium ambrosioides* L.	MED	ESP

Nomes populares	Família	Nomes científicos	Usos	Habitat
Escorrega-macaco	Vochysiaceae	Vochysia haenkeana	MAD	MAC, CER
Farinha-seca	Fabaceae	*Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart	MAD	CRR
Fedegoso	Fabaceae	*Senna occidentalis* L.	MED	ESP
Figueiras	Moraceae	*Ficus* sp.	-	CRR, MAC
Fruta-de-veado	Sapotaceae	*Pouteria ramiflora* Mart.	FRC	CSS
Gonçaleiro	Anacardiaceae	*Astronium fraxinifolium* (Fr.) Al.	MAD	CRR
Gravatá	Bromeliaceae	*Bromelia balansae* Mez	FCR , MED	CRR
Guanandi	Calophyllaceae	*Calophyllum brasiliense* Cambess.	MAD, MED	CRR
Imbé	Araceae	*Philodendron bipinnatifidum* L.	MED, ORN	CRR, MAC
Ingás	Fabaceae	*Inga* spp.	FRC, ORN	CSS, CRR, MAC
Ipê-roxo	Bignoniaceae	*Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mart.	MED, ORN, MAD	CRR
Jatobá	Fabaceae	*Hymnaea courbaril* L.	FRC, MED, MAD, LEN	CER, MAC
Jatobá-mirim	Fabaceae	*Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne	FRC, MED, MAD, LEN	CSS, CER
Jenipapo	Rubiaceae	*Genipa americana* L.	ISC, MAD, MED, FCR	MAC

Nomes populares	Família	Nomes científicos	Usos	Habitat
Jequitibá	Lecythidaceae	*Cariniana rubra* Gardner ex Miers	MED, ORN	CRR, MAC
Laranjinha	Sapotaceae	*Pouteria glomerata* L.	ISC	MAC
Leiteiro	Euphorbiaceae	*Sapium* sp.	-	MAC
Lixeira	Dilleniaceae	*Curatella americana* L.	MAD, MED, MEL	CSS, CER, MAC
Losna	Astearaceae	*Artemisia absinthium* L.	MED	CUL
Malva-branca	Malvaceae	*Waltheria communis* A. St.-Hil.	MED	CSS, ESP
Mama cadela	Moraceae	*Brosimum gaudichaudii* Trécul	MED, FCR	CSS
Mamica-de-porca	Rutaceae	*Zanthoxylum rhoifolium* Lam.	MED	CSS, CER
Marmelada-bola	Rubiaceae	*Alibertia edulis* A. C. Rich.	FRC	CSS, CRR
Marmelada-espinho	Rubiaceae	*Alibertia verrucosa* Moore	FRC	CSS, CRR
Mangava-brava	Lytraceae	*Lafoensia pacari* A. St.-Hil.	MED	CSS, CER
Morcegueira	Fabaceae	*Andira cuiabensis* Benth.	MAD	CSS
Mulher-pobre	Sapindaceae	Dilodendronbipinnatum Radlk.	MAD, MED	CER, MAC
Negramina	Siparunaceae	*Siparuna guianensis* Aublet	MED, MIS	CRR, MAC
Nó-de-cachorro	Malpighiaceae	*Heteropterys afrodisiaca* Machado	MED	CER
Orvalheira	Myrtaceae	*Eugenia dysenterica* L.	FRC	CSS
Paratudo	Bignoniaceae	*Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. f ex S. Moore	MED, MAD, MEL, ORN	MAC, CSS, CER
Pau-de-bicho	Combretaceae	*Terminalia argente*a Mart.	MED	CSS

Nomes populares	Família	Nomes científicos	Usos	Habitat
Pau-de-perdiz	Simaroubaceae	*Simaruba versicolor* A. Saint.-Hil.	MAD	CSS
Pente-de-macaco	Malvaceae	*Apeiba tiborbou* Aublet	MAD, ORN	CSS, CRR
Pequi	Caryocaraceae	*Caryocar brasiliensis* Cambess.	FCR, MAD, MED	CSS
Pimenta-de-macaco	Annonaceae	*Xilopia aromatica* Lam.	COM	CSS, CRR, MAC
Pinhão-branco	Euphorbiaceae	*Jatropha curcas* L.	ISC	MAC, CUL
Pinhão-roxo	Euphorbiaceae	*Jatropha gossypifolia* L.	ISC	MAC, CUL
Pitomba	Sapindaceae	Talisia esculenta (A. Saint.-Hil.) Radlk.	FCR	CRR
Pombeiro	Combretaceae	*Combretum lanceolatum* Pohl.	MEL	CAM
Pombeiro-preto	Combretaceae	*Combretum laxum* Aublet	MEL	CAM
Roncador	Memecylaceae	*Mouriri guianansis* Aublet	ISC, FRC	MAC
Sangra-d'água	Euphorbiaceae	*Croton urucurana* Baillon	MED	MAC
Sapé	Poaceae	*Imperata brasiliensis* Trin.	MED	CSS
Sarã	Euphorbiaceae	*Sapium obovatum* L.	ART	MAC
Sarã-de-leite	Euphorbiaceae	*Sapium* sp.	ART	MAC
Sene	Fabaceae	Senna alexandrina Miller	MED	CSS
Sete-cascas	Fabaceae	*Samanea inopinata* (Harms) Ducke)	MED	CSS
Siputá	Hippocrateaceae	*Salacia elliptica* Mart.	FRC	MC, CSS
Sobre	Icacinaceae	Emotum nitens (Benth.) Miers.	MAD, LEN	CSS, CRR
Sucupira-branca	Fabaceae	*Pterodon pubescens* (Benth.) Benth.	MED, MAD, LEN	CSS, CER

Nomes populares	Família	Nomes científicos	Usos	Habitat
Sucupira-preta	Fabaceae	*Bowdichia virgilioides* Kunth	MED	CSS
Tamarindo	Fabaceae	*Tamarindus indica* L.	FRC, ORN	CRR, CUL
Tapera-velha	Lamiaceae	*Hyptis suaveolens* L.	COM, MED	CSS, ESP
Taquara	Poaceae	*Bambusa vulgaris* L.	ORN, MED	CULT, MAC
Tarumarana	Combretaceae	*Buchenavia tomentosa* Eichler	MD, FRC	CSS, CRR
Tarumeiro	Verbenacceae	*Vitex cymosa* Bert.	FRC, MED	MAC
Tucum	Arecaceae	*Bactris glaucescens* Drude	FRC, ISC	MAC
Unha-de-vaca	Fabaceae	*Bauhinia* sp.	MED	CSS
Urucum	Bixaceae	*Bixa orellana* L.	ORN, COM, MED	CUL
Urumbamba	Poaceae	*Desmoncus polyacanthos* Mart.	ART	MAC
Uvinha	Poligonaceae	*Coccoloba cujabensis* L	MED, FRC	MAC
Vassourinha	Chenopodia-ceae	*Chenopodium ambrosioides* L.	MED	ESP
Vinhático	Fabaceae	*Plathymenia reticula-ta* Benth.	MED	CSS, CER
Ximbuva, Tam-boril	Fabaceae	*Enterolobium contortisili-quum* (Vell.) Morong	MAD, MEL	MAC, CER

Legenda: (MED=Plantas medicinais. MAD=madeireira. ORN=ornamental. COM=Comestível. FRC=frutos comestíveis. ISC=iscas. MEL=Melífera. LEN=Lenha. ART=Artesanato. MIS=Mística; CSS=Cerrado sensu stricto. CER=Cerradão. CAM=Campo. MAC=Mata Ciliar. VER=Vereda. AQU=Aquática (rio, baía, brejo). ESP=Espontâneas. CUL=Cultivadas).

Nota: Construção dos autores

Considerações Finais

O potencial da flora de Mato Grosso é muito significativo e mostra uma riqueza e uma diversidade de usos amplos. O conhecimento tradicional e mesmo contemporâneo das pessoas que vivem e conhecem a diversificação dos ambientes nos biomas do cerrado e do Pantanal é importante para a conservação da biodiversidade e para auxiliar em pesquisas nas diversas áreas da Ciência, inclusive nas políticas públicas para o setor.

Salientamos que a relação das plantas aqui apresentada é incompleta e tem a intenção de mostrar como é diversa e rica a flora do nosso Estado, especificamente da BHC, quer seja próximo de áreas úmidas ou mais afastadas da água em ambientes terrestres.

Vale destacar que, como a maioria dos estudos foi realizada na BHC, as plantas mencionadas ocorrem principalmente nas feições de cerrado, matas ciliares e na planície de inundação deste rio no Pantanal. Além disso, a área desta bacia é onde mais existem comunidades tradicionais em Mato Grosso, que são as que detêm maior conhecimento do uso de plantas, principalmente as medicinais.

Referências

AMARAL, C.N.; GUARIM, V.L.M.S. Estudo etnobotânico da comunidade rural de Cascavel (Jangada-MT). **Revista Brasileira de Biociências,**5 (supl. 1), p. 894-896, 2007.

AMOROZO, M.C.M. Uso e diversidade de plantas medicinais em Santo Antônio deLeverger, MT, Brasil. **Acta Bot. Bras**. 16(2), p.189-204, 2002.

BARROS, L.T.L.P. Caracterização da cobertura vegetal. In: FIGUEIREDO, D.M.; SALOMÃO, F.X.T. (orgs.). **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental.** Cuiabá: Entrelinhas. 2009a. 161-166p.

BARROS, L.T.L.P. Unidade de paisagem. In: FIGUEIREDO, D.M.; SALOMÃO, F.X.T. (orgs.). **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental.** Cuiabá: Entrelinhas, 2009b. 154-160p.

BERG, M.E. Contribuição à flora medicinal do Estado de Mato Grosso. VI Simpósio de Plantas Medicinais. **Suplemento Ciência e Cultura,** v. 33, p. 163-170, 1980.

CABALLERO, J. La Etnobotânica. In: BARRERA, A. (Ed.). **La Etnobotânica:** tres puntos de vista y uma perspectiva. Xalapa: Instituto de Investigación sobre Recursos Bióticos, 1979, p. 27-30.

COSTA, I.B.C.; BONFIM, F.P.G.; PASA, M.C.; MONTERO, D.A.V. Ethnobotanical survey of medicinal flora in the rural community Rio dos Couros, state of Mato Grosso, Brazil. **Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas,** 16 (1), p. 53-67. 2017.

DE LA CRUZ, M.G. **Plantas medicinais de Mato Grosso:** a farmacopeia popular dos raizeiros. Cuiabá: Carlini & Caniato Ed., 2008. 224p.

FERREIRA, M.S.F.D**. Lugar, recursos e saberes dos ribeirinhos do médio Rio Cuiabá, Mato Grosso**. 2010. 182p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas/Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 2010.

FIEBIG, G.A.; PASA, M.C. As plantas medicinais na comunidade Passagem da Conceição, Mato Grosso, Brasil. **Adv. For. Sci.,** v.5, nº1, p. 237-248, 2018.

FIGUEIREDO, D.M.; SALOMÃO, F.X.T. (orgs.). **Bacia do Rio Cuiabá:** uma abordagem socioambiental. Cuiabá: Entrelinhas, 2009. 216p.

GONÇALVES, K.G.; PASA, M.C. A etnobotânica e as plantas medicinais na Comunidade Sucuri, Cuiabá, MT, Brasil. **Interações,** v. 16, nº 2, p. 245-256, 2015.

GUARIM NETO, G. **Plantas usadas na medicina popular do Estado de Mato Grosso.** CNPq: Brasília, 1987. 58p.

GUARIM NETO, G. **Plantas medicinais do Estado de Mato Grosso.**Brasília: ABEAS, 1996. 72p.

GUARIM NETO, G.; CARNIELLO, M.A. (orgs.). **Quintais mato-grossenses:** espaços de conservação e reprodução de saberes. Cáceres, MT: EdUnemat, 2008. 203p.

GUARIM NETO, G.; CARVALHO, J.V.F. **Biodiversidade mato-grossense: as plantas e suas potencialidades.** Cuiabá: Carlini & Caniato, 2011. p 41-72.

GUARIM NETO, G.; MACIEL, M.R.A. **O saber local e os recursos vegetais em Juruena, Mato Grosso.** Cuiabá: EDUFMT/Entrelinhas, 2008. 112p.

GUARIM NETO, G.; MORAIS, R.G. Plantas medicinais com potencial ornamental: um estudo no cerrado de Mato Grosso. **Rev. Bras. Hortic. Ornam.** 9(1), p. 89-97, 2003a.

GUARIM NETO, G.; MORAIS, R.G. Recursos medicinais de espécies do cerrado de Mato Grosso: um estudo bibliográfico. **Acta. Bot. Bras.**17(4), p. 561-584, 2003b.

GUARIM NETO, G.; PASA, M. C. Garrafadas medicinais de plantas de Mato Grosso (I): *Anemopaegma arvense* (Vell.) Stelf. e *A. glaucum* Mart. ex DC.. **Biodiversidade,** v.1, p. 28-38, 2005.

MACEDO, M.; FERREIRA, A.R. Plantas hipoglicemiantes utilizadas por comunidades tradicionais na Bacia do Alto Paraguai e Vale do Guaporé, Mato Grosso-Brasil. **Rev. Bras. Farmacogn.** 14 (supl.01), p. 45-47, 2004.

MORAIS, F.F.; DA SILVA, C.J. Etnoecologia de plantas nativas na comunidade de Estirão Comprido, Pantanal Mato-Grossense – Brasil. **Revista de Ciências Agro-Ambientais,** v. 9, nº1,p.13-30, 2011.

MORAIS, F.F.; MORAIS, R.F.; DA SILVA, C.J. Conhecimento ecológico tradicional sobre plantas cultivadas pelos pescadores da comunidade de Estirão Comprido, Pantanal mato-grossense, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Hum.** v. 4, nº 2, p. 277-294, 2009.

MOREIRA, R.P.M.; BATISTA, C.A.S.; GUARIM NETO, G. "Check list" de angiospermas da vegetação marginal da estrada Santo Antônio de Leverger - Mimoso, Pantanal de Mato Grosso. **Flovet, nº** 5, p.1-21, 2013.

PASA, M.C. **Um olhar etnobotânico sobre as comunidades do Bambá- Mato Grosso.**Cuiabá: Entrelinhas/EdUFMT, 2007. 143p.

PASA, M.C.; GUARIM NETO, G. Plantas medicinais no Vale do Aricá, município de Cuiabá, Estado de Mato Grosso, Brasil. **Biodiversidade**, v.1, p.10-27, 2005.

PASA, M.C.; SOARES, J.J.; GUARIM NETO, G. Estudo etnobotânico na comunidade de Conceição-Açu (alto da Bacia do Rio Aricá Açu, MT, Brasil). **Acta Botanica Brasilica,** 19(2):195-207, 2005.

RIEDER, A.; GUARIM NETO, G. **Saúde e Ambiente: plantas medicinais utilizadas para controle de diabetes em Mato Grosso, Brasil.** Cáceres, MT: EdUnemat, 2012. 97p.

SALES, D.M.; GUARIM NETO, G.; MACEDO, M. Uso medicinal de Catuaba na comunidade de João Casado, N.S. do Livramento, MT. **Horticultura Brasileira** 18: 927-928, 2000.

SOUZA, L.F. DE; GUARIM NETO, G. Estudo etnobotânico em duas comunidades ribeirinhas: Coxipó do Ouro e São Gonçalo - MT - Brasil. Anais ... **II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal.** Corumbá: EMBRAPA, p. 471-478. 1999.

SOUZA, L.F. Recursos vegetais usados na medicina tradicional do Cerrado (comunidade de Baús, Acorizal, MT, Brasil). **Revista Brasileira de Plantas Medicinais,** 9(4):44-54, 2007.

SOUZA, M.D.; FERNANDES, R.R.; PASA, M.C. Estudo etnobotânico de plantas medicinais na comunidade São Gonçalo Beira Rio, Cuiabá, MT. **Biodiversidade,** v. 9, nº 1,p. 91-100, 2010.

Capítulo 3 -

mudanças do uso e cobertura da terra[1]

Karen Francielli Alves Pereira Sallo

Réginal Exavier

Sebastián Isaiás Jorge Muñoz Vásquez

Roberto Nunes Vianconi Souto

Peter Zeilhofer

Introdução

O desenvolvimento socioeconômico exerce, globalmente e de forma cada vez mais intensa, pressões sobre os recursos hídricos de água doce (VANDAS et al., 2002; FOLEY et al. 2005). Nas paisagens, esse desenvolvimento se manifesta por alterações do uso e da cobertura da terra– UCT. O termo "uso" se refere à forma como as populações utilizam as paisagens por uma série de possíveis atividades que objetivam a obtenção de produtos ou benefícios, como por exemplo, para recreação, para disponibilizar habitats para a flora e a fauna ou para a agricultura (CIHLAR; JANSEN, 2001). Já a "cobertura" da terra é relacionada com o estado físico da superfície, podendo ser coberta por

1 Este capítulo é parte das dissertações de mestrado dos seguintes autores, em desenvolvimento no Programa de Pós-Graduação em Geografia-UFMT: Sebastián Isaiás Jorge Muñoz Vásquez, como parte do projeto "Análise e modelagem das mudanças de uso e Cobertura da terra na bacia do Rio Cuiabá e São Lourenço", financiado pela Capes-Coimbras 2015 (Bolsa); Karen Francielli Alves Pereira Sallo, como parte do projeto "Análise e modelagem das interferências do uso e ocupação da terra e de empreendimentos hidrelétricos sobre as características hidro ecológicas do sistema Planalto-Pantanal na Bacia do Rio Cuiabá e São Lourenço", financiado pela Agência Nacional de Águas.

vegetação (natural ou plantada), construções, água, rochas, solo aberto ou superfícies similares, que são incluídos também nessa categoria. Para exemplificar a diferença, uma cobertura da terra do tipo *floresta* pode ser utilizada para a produção de madeira, preservação ambiental ou recreação e pode ser ainda de propriedade particular ou pública.

Os diferentes tipos de uso e cobertura interferem na disponibilidade de recursos hídricos em quantidade e qualidade. O ciclo hídrico está sendo alterado por usos como irrigação, produção industrial e consumo domiciliar (VÖRÖSMARTY et al., 2000) e pela introdução de nutrientes e poluentes atmosféricos que excedem atualmente as fontes naturais (BENNETT et al., 2001), afetando amplamente os ecossistemas aquáticos (FOLEY et al., 2005). Já a própria cobertura e sua distribuição espacial afetam diretamente os elementos do ciclo hídrico, como evapotranspiração, infiltração, escoamento e produção e transporte de sedimentos e componentes químicos.

Dessa forma, a análise da dinâmica e das alterações do UCT em uma bacia hidrográfica é fundamental para o entendimento dos processos hidrológicos e para o planejamento, manejo e gestão sustentáveis dos recursos hídricos. Essa análise é aplicada à Bacia do Rio Cuiabá – BHC aqui abordada, principalmente por integrar na sua maior parte uma área a montante do Pantanal Mato-grossense, a maior planície alagável contínua do mundo, cujos ecossistemas são reconhecidamente influenciados pelas atividades antrópicas na área de contribuição no Planalto e Depressão Interplanáltica (JUNK; NUNES-DA-CUNHA, 2005).

Alerta-se que os limites da BHC adotados variam consideravelmente na bibliografia consultada, sendo às vezes incluída a Bacia do Rio São Lourenço na sua extensão. Outras variações ocorrem

em função da dificuldade de delimitar a bacia na planície alagável do Pantanal. Está sendo adotado, com pequenas correções, o limite já utilizado no volume 1 desta coletânea, "Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental" (FIGUEIREDO; SALOMÃO, 2009). Nesse contorno, a BHC totaliza 41.623 km^2, não contempla a Bacia do Rio São Lourenço e inclui uma área de 22.284 km^2 dentro da planície pantaneira (Figura 7).

Histórico da ocupação do Centro-Oeste até os anos 70 do século XX

A história da ocupação da BHC está intrinsecamente ligada à ocupação do Centro-Oeste brasileiro e, assim, do Estado de Mato Grosso. Na busca por indígenas e atraídos por rumores de grandes riquezas minerais na região, um núcleo da bacia começou a ser colonizado no início do século XVIII, um povoado que mais tarde viria a se tornar a cidade de Cuiabá (SIQUEIRA, 2002). De acordo com Higa e Moreno (2009), o Estado apresentou quatro fases de ocupação: i) mineração e fortificações (séc. XVIII), ii) pecuária extensiva (séc. XIX até 1870), iii) internacionalização da navegação do Rio Paraguai e diversificação da produção econômica (após 1870), e por último iv) o processo de integração econômica e modernização de algumas áreas (1940-60).

O processo de colonização do território mato-grossense se iniciou com a descoberta de ouro no Rio Coxipó (1719), atraindo grande quantidade de pessoas (SIQUEIRA, 1997). Na época, essa parte do território brasileiro ainda era pertencente à Espanha. As expedições dos bandeirantes advindas da Capitania de São Vicente contribuíram para o domínio dos portugueses nessa região e, após o Tratado de Madrid (1750), as terras passaram a ser oficialmente de Portugal. A

economia desse chamado período colonial girava basicamente em torno da mineração, atividade de maior importância, da pecuária e da produção para subsistência. A atividade mineradora também foi a responsável pela criação de outros povoados menores no Estado, como, por exemplo, Diamantino (CASTRO et al., 1994).

Na transição do período colonial para o imperial, em 1821, a então capital Vila Bela da Santíssima Trindade, no extremo oeste do Estado, foi transferida para Cuiabá, que tinha importância econômica e populacional maior. Após a Guerra com o Paraguai (1864-1870) e com a abolição da escravatura a província entrou em crise econômica. Na tentativa de recuperar a situação econômica, no final do séc. XIX e início do XX foram introduzidos outros tipos de atividades como a produção de erva-mate e borracha (LOBATO et al., 2010).

Já no período republicano, o norte do Estado se concentrava na produção de borracha e poaia, na região central (onde se encontra Cuiabá) havia a presença de usinas de açúcar e onde hoje é o Estado de Mato Grosso do Sul se concentravam a pecuária e a produção de erva-mate. A economia, desde a instalação do primeiro núcleo populacional até o início do século XX, se resumiu à extração mineral, de ouro e diamante, extrativismo vegetal (poaia, borracha e erva-mate), pecuária extensiva e produção de açúcar (LOBATO et al., 2010)

> O processo de produção do espaço mato-grossense compõe-se de duas fases distintas: a primeira, de características pré-capitalistas, foi centrada no extrativismo mineral e, posteriormente, vegetal, com o desenvolvimento paralelo da agricultura de subsistência e da pecuária extensiva, o que perdurou, aproximadamente, até a metade do século XX. A segunda e atual refere-se à inserção de Mato Grosso na economia de mercado, caracteri-

> zada pela disseminação dos projetos de colonização e modernização agropecuária. Um traço comum permeia as duas fases: os fluxos migratórios que dinamizaram o processo de ocupação de Mato Grosso (HIGA; MORENO, 2005)

Em 1940, iniciou-se a chamada Marcha para o Oeste, visando integrar a região Centro-Oeste às demais áreas do país, tornando-a mais produtiva e povoada, em que "[...] destacam-se a instalação de empresas do eixo São Paulo-Santos no interior de Mato Grosso, melhorias no rebanho pantaneiro, projetos de colonização e estímulo à imigração" (HIGA; MORENO, 2009).

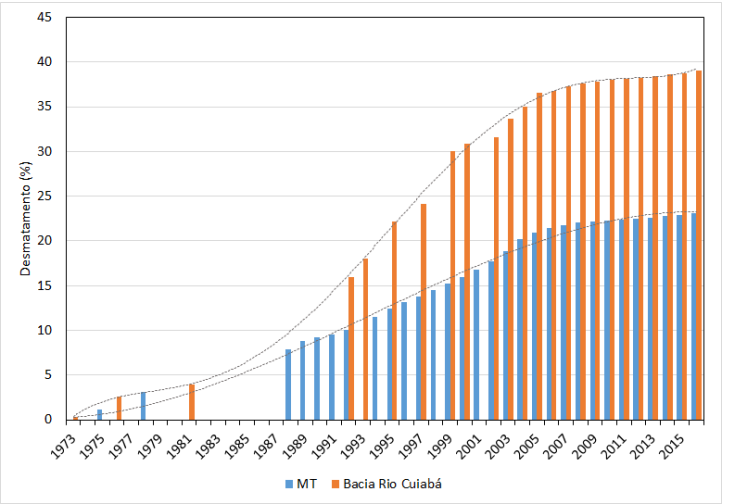
Expansão horizontal do agronegócio e desenvolvimento urbano até o fim do século XX

Em todo o processo de ocupação da região, a fase mais intensiva foi a partir de 1970, quando o governo começou a estimular a produção agrícola modernizada e em grande escala na região Centro-Oeste do Brasil, por intermédio dos Planos Nacionais de Desenvolvimento, destinando recursos públicos para melhorias na infraestrutura, dando incentivos fiscais e financeiros para atrair empresas e disponibilizando crédito (HIGA; MORENO, 2009). Assim, a partir de 1970, Mato Grosso foi incorporado ao processo produtivo e passa a ser visto como uma fronteira de expansão capitalista. Nesse período, a agricultura comercial expandia-se horizontalmente e só quando as terras mais acessíveis se esgotaram foi reforçada a introdução de tecnologias (MUELLER, 1992).

Esses processos se refletiram sobre o desmatamento no Estado de Mato Grosso, porém em padrões espaço-temporais e magnitudes diferenciadas. Salienta-se que não existe base espacial única de dados

sobre os desmatamentos no Estado e na BHC, de modo que possam ser comparados diretamente. São visualizadas aqui, para caracterizar o desmatamento percentual no Estado, estatísticas provenientes do Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite – PRODES, com metodologia desenvolvida para monitoramento da Amazônia Legal inteira (Figura1). Já o histórico do desmatamento na BHC é proveniente do programa de monitoramento da Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA, utilizado aqui por disponibilizar desde 1992 camadas espaciais que permitiram a extração das áreas desmatadas nos limites da BHC. Os dois monitoramentos possuem metodologias ligeiramente distintas, porém identificam ambas as áreas de "corte raso", que é aquele que resulta na remoção completa da cobertura florestal em um curto intervalo de tempo.

Figura 1. Histórico do desmatamento (corte raso) no Estado de Mato Grosso e na Bacia do Rio Cuiabá



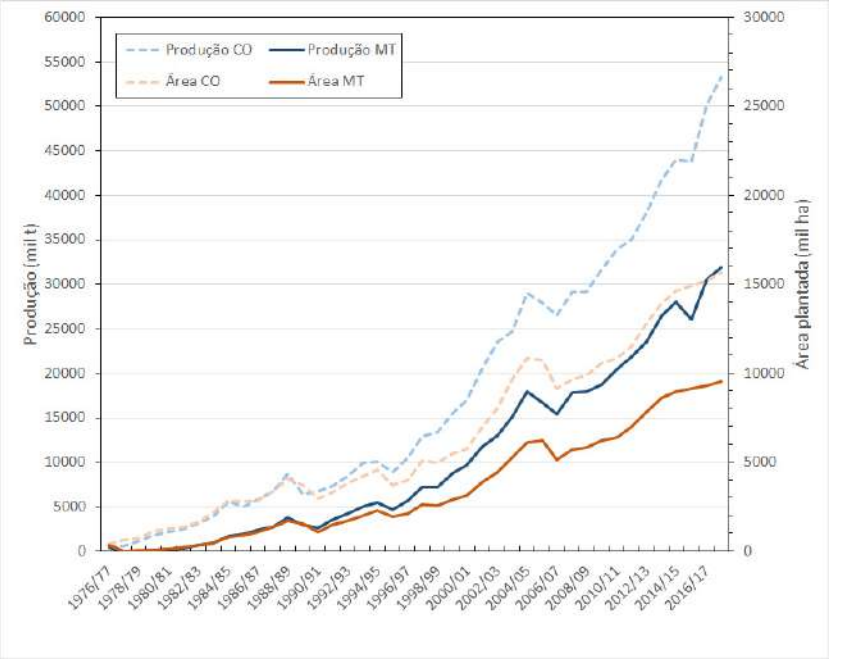
Fontes: Áreas desmatadas de MT (corte raso): 1975 e 1978 (TARDIN et al., 1980), 1988-2017 (BRASIL, 2018a), Desmatamento Bacia do Rio Cuiabá (corte raso, somente da parte alta, sem Pantanal) em 1973, 1976, 1981 (CAMPOS, 2004), 1992- 2016 (MATO GROSSO, 2016)

Observa-se que as áreas percentuais de desmatamento até meados dos anos 1970 foram similares no Estado e na BHC, com valores abaixo de 5%. A partir de meados da década de 1980, houve aceleração relativa do desmatamento de florestas e savanas (Cerrado) na BHC que atingiu 39% em 2016, enquanto o percentual do território estadual ainda estava em 23%. Deve ser considerado aqui que, além dos 39% de corte raso, mais cerca de 7% da vegetação natural da BHC se encontrava em estado antropizado.

Com o fomento do Estado na década de 1970, houve melhorias na infraestrutura, o que interiorizou a população e intensificou as atividades agropecuárias (ORLANDI; BIDARRA; CHIOVETO, 2012). Foram criadas instituições como a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia – SUDAM e a Superintendência do Desenvolvimento do Centro-Oeste – SUDECO, fundamentais nesse processo, que fortaleceram a instalação de grandes empreendimentos agropecuários, denominados atualmente agronegócio.

Com esse processo de ocupação, em conjunto com as características físicas propícias (relevos planos, condições climáticas) e o desenvolvimento de novas tecnologias agrícolas, o mercado do agronegócio em Mato Grosso encontrou ótimas condições para se desenvolver e alcançar a sua importância atual, principalmente pela inclusão das áreas do Cerrado nos processos produtivos, consideradas até então não aptas para o cultivo (OLIVEIRA, 2006). Essa tendência pode ser exemplificada no desenvolvimento da produção e área plantada da cultura da soja, principal *commodity* produzida pelo agronegócio (Figura 2).

Figura 2. Desenvolvimento temporal da produção e área plantada da soja no Estado de Mato Grosso – MT e na região Centro-Oeste - CO



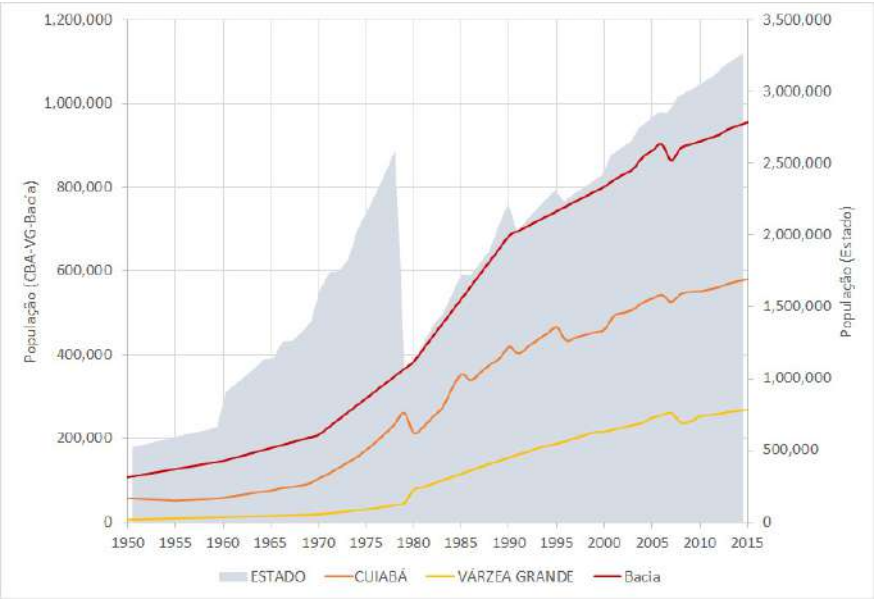
Fonte: CONAB (https://portaldeinformacoes.conab.gov.br/)

Até início da década dos anos 80, a produção e área plantada no Estado de MT eram negligenciáveis, abaixo de 500.000 t e 300.000 ha, respectivamente, enquanto o Centro-Oeste– CO já registrava produção de cerca de 2.000.000 t em uma área de 1.000.000 ha. A produção acompanhava rigidamente o acréscimo da área plantada até o início da década de 90, correspondendo a uma produtividade estável (Produção/ Área plantada). A partir desse período, iniciou-se progressiva tendência de verticalização da produção, com produtividade abaixo de 1.700 kg/ ha no CO e MT na safra 1979/80 superando 3.300 kg/ha em 2017/18.

Impulsionada pelo desenvolvimento das atividades agrícolas no Estado, a área metropolitana da capital, que inclui principalmente

as cidades de Cuiabá e Várzea Grande, estabeleceram-se como centro para comercialização de serviços e equipamentos, demandados pela cadeia produtiva do agronegócio. Ambas as cidades localizadas às margens do Rio Cuiabá experimentaram intenso desenvolvimento populacional (Figura 3). Em 2014, os dois municípios representaram cerca de 26% da população mato-grossense e cerca de 89% da população na BHC, enquanto essas porcentagens eram apenas de 47% e 8%, respectivamente, em 1960.

Figura 3. Evolução da população na Bacia do Rio Cuiabá de 1950 a 2015. A queda na população no Estado em 1979 se deu pela divisão de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul



Fonte: BRASIL (2018b)

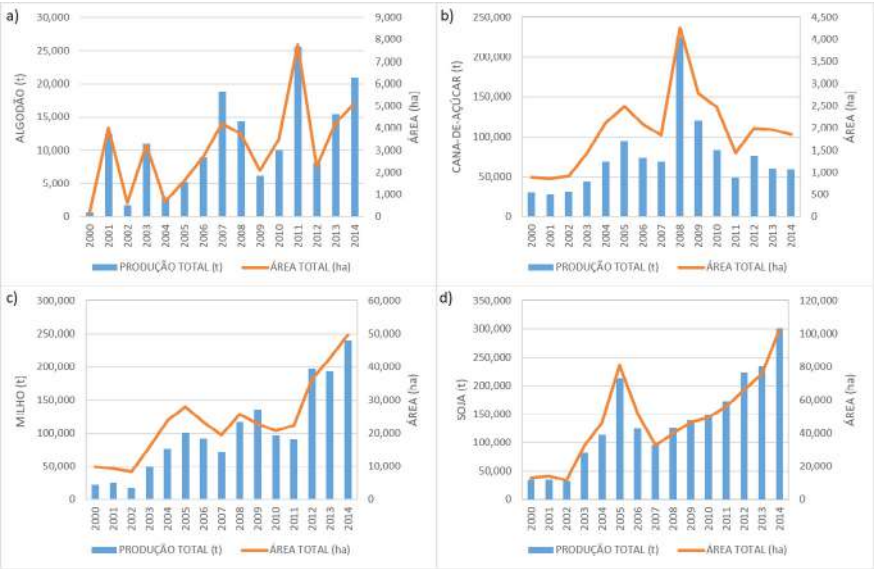
As tendências de crescimento populacional nas duas cidades, na BHC e no Estado permaneceram até 2015. Porém, desde cerca de 2000, a taxa relativa de crescimento no Estado se tornou maior do que na BHC.

Atividades econômicas na bacia desde 2000

Diante do fato de a economia de Mato Grosso ser intimamente ligada ao agronegócio, está exposta a seguir a dinâmica dos principais setores e atividades que interferem na disponibilidade de recursos hídricos na bacia. Dados socioeconômicos, sistematizados no Estado pela Secretaria de Planejamento – SEPLAN-MT são referenciados espacialmente com os limites municipais, sendo inseridos na Bacia do Cuiabá 19 municípios, total ou parcialmente. A partir do cruzamento dos poligonais dos municípios com o limite da BHC, constatou-se a necessidade da retirada de alguns deles, cujos territórios possuem pequena porcentagem no limite físico da bacia. Assim, Campo Verde e Planalto da Serra, com porcentagem de aproximadamente 15% de área dentro da bacia, Poconé com 4%, Alto Paraguai e Diamantino com 2% e Juscimeira, Primavera do Leste e Santa Rita do Trivelato com 1% foram retirados da análise, pelo entendimento de que os dados socioeconômicos se referem à produção total dos municípios. Dessa forma, são considerados na análise de dados socioeconômicos 11 municípios, sendo eles: Acorizal, Barão de Melgaço, Chapada dos Guimarães, Cuiabá, Jangada, Nobres, Nossa Senhora do Livramento, Nova Brasilândia, Rosário Oeste, Santo Antônio de Leverger e Várzea Grande.

Os dados analisados a seguir referem-se à quantidade de produção e área plantada das culturas de algodão, cana-de-açúcar, milho e soja dos anos 2000 até 2014, sendo as mesmas as principais *commodities* produzidas no Estado em larga escala. Com exceção da cana-de-açúcar, observa-se crescimento na produção agrícola na BHC. O aumento ou diminuição da produção das quatro culturas analisadas estão relacionados com a área plantada (Figura 4).

Figura 4. Produção e área plantada das culturas de algodão (a), cana-de-açúcar (b), milho (c) e soja (d) nos municípios da Bacia do Rio Cuiabá de 2000 a 2014



Fonte: Mato Grosso (2014)

Mercadologicamente, as culturas de milho e soja foram incentivadas no período. São produtos cuja demanda aumenta em função do aumento da população mundial, do aumento na oferta de produtos derivados (ex. soja como substituto de carne) e também do aumento na produção animal (ex. ração para produção de aves). Como consequência, ampliam-se as áreas de cultivo e há intensos investimentos tecnológicos para aumento de produtividade e introdução dessas culturas em regiões com aptidão agrícola limitada, tradicionalmente não utilizada para o cultivo. O algodão é cultivado somente em pequena extensão na BHC (~5.000 ha) devido ao fato de o mesmo não possuir infraestrutura de processamento tão bem desenvolvida como em outras regiões do Estado (ex. município de Primavera do Leste). Dessa forma, o agricultor precisa deslocar a

produção para outros locais, tornando o seu custo mais elevado e o produto menos competitivo.

As oscilações da cana-de-açúcar se dão em razão dos seus dois principais subprodutos: o etanol e o açúcar. A cultura teve o seu pico de produção em 2008, ano no qual os preços do petróleo no mercado internacional superaram temporariamente 130 US$/barril. O setor sofreu em seguida grandes dificuldades, com a queda brusca do petróleo para 40 US$/barril em 2009, na crise econômica "*sub-prime*". Se no passado recente o etanol teve fortes incentivos governamentais, nos últimos anos, principalmente depois da descoberta de novas reservas de petróleo como o Pré-Sal em 2008, o mesmo não ocorre mais, deixando o mercado menos atraente.

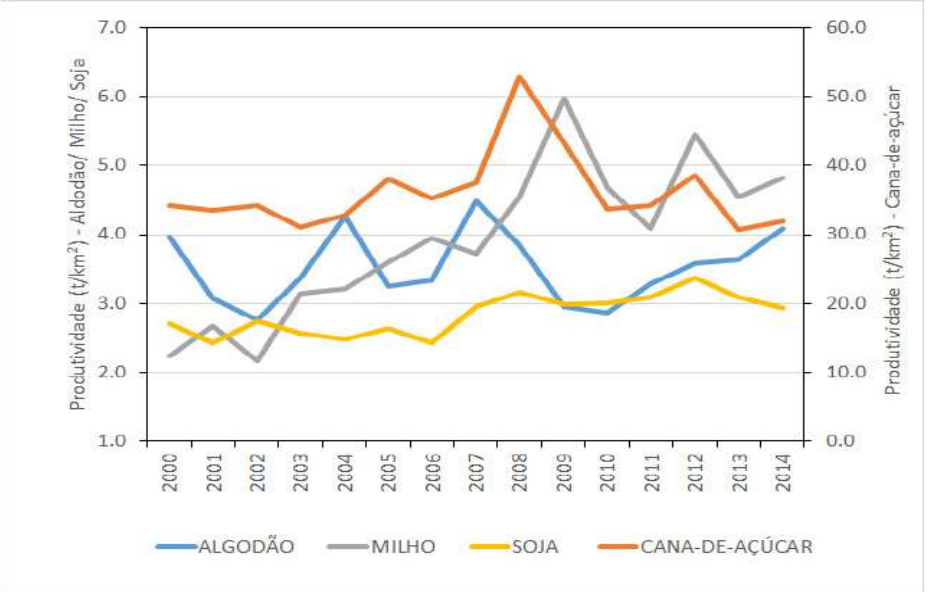
Enquanto as séries mostram tendência de aumento, com variações menos expressivas durante os anos, no caso da soja, milho e algodão a produção possui fortes variações entre anos consecutivos. Isso se deve aos altos custos para insumos no plantio e riscos de produção em decorrência de variabilidade climática e pragas, fatos que viabilizam a produção somente na expectativa de lucros elevados no mercado internacional.

Um aumento da produtividade, aqui definida como a relação entre a quantidade de produção e a área plantada, está relacionado aos avanços tecnológicos em produtos e processos (FERREIRA FILHO; ALVES; VILLAR, 2009) e pode ser alcançado por maior uso de maquinário, melhoramento genético das plantas, uso de fertilizantes e agrotóxicos, e também no capital humano. O aumento da produtividade é uma constante busca do mercado, visando tornar o produto mais competitivo (VALARINI, 2007).

O milho mostrou forte acréscimo na produtividade de 2,24 t/km^2 em 2000 para 4,82 t/km^2 em 2014 (Figura 5). A produtividade da soja aumentou em cerca de 10% durante o mesmo período. Essa melhoria modesta pode estar relacionada ao fato de que a expansão da área de plantio da soja na BHC ocorreu nos últimos anos principalmente na Depressão Cuiabana, que possui solos de reduzida aptidão agrícola e, dessa forma, baixa produtividade. A produtividade nas lavouras de algodão ficou estável, sendo a mesma uma monocultura que sofre com aumento de ataque por diversas pragas de difícil e/ou caro controle (nematoide, ramularia etc.), reduzindo os resultados.

Nessa avaliação deve ser levado em consideração que a BHC, até o presente, não se configurou como uma produtora de grãos tão relevante como outras regiões do Estado, principalmente no meio-norte (Lucas de Rio Verde, Sorriso, Sinop) e sudeste (Campo Verde, Primavera, Rondonópolis), devido às suas características geomorfológicas, geológicas e pedológicas. Observa-se, porém, que limitações na aptidão agrícola – principalmente na Depressão Interplanáltica da BHC– começam a ser compensadas pelo emprego de novas tecnologias agrícolas (vide item sobre "Tendências recentes nas transformações de uso na BHC").

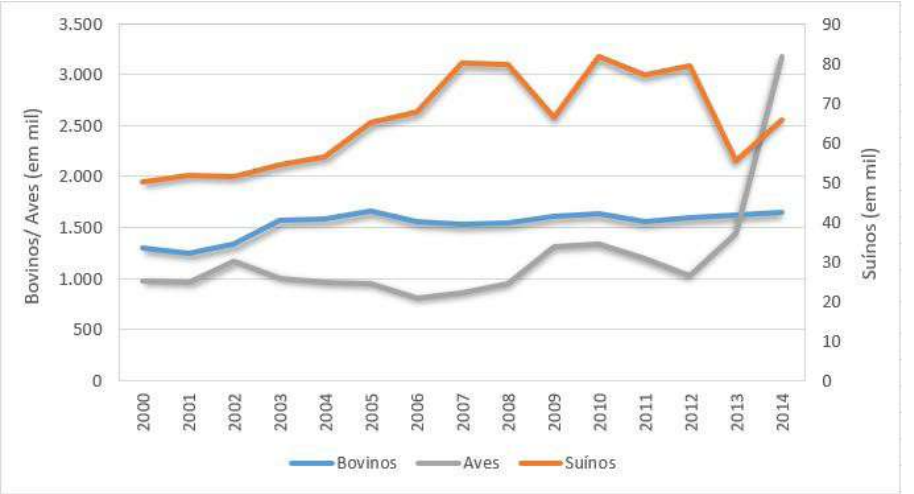
Figura 5. Produtividade das culturas na Bacia do Rio Cuiabá entre 2000 e 2014



Fonte: Mato Grosso (2014)

A evolução da produção animal mostra como destaque forte acréscimo da produção de aves a partir de 2012 (cerca de 1 mi animais), número que mais do que triplicou até 2014 (cerca de 3,25 mil) (Figura 6), mostrando forte correlação positiva com a produção do milho, principal grão utilizado na criação de aves.

Figura 6. Produção animal na Bacia do Rio Cuiabá entre 2000 e 2014



Fonte: MATO GROSSO (2014)

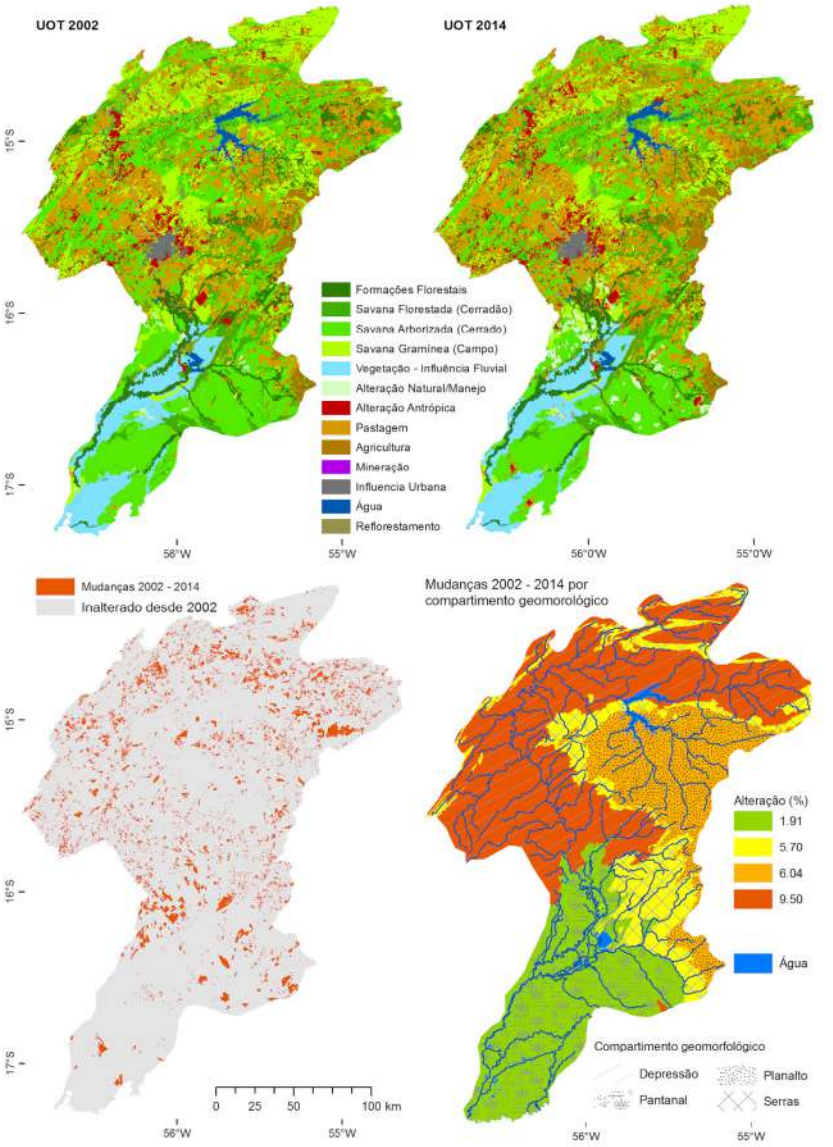
O aumento da produção de aves possui pouco reflexo direto sobre os padrões espaciais do UCT, pelo fato de a criação ocorrer em confinamento. Já o aumento dos bovinos em cerca de 20% depende principalmente do aumento da área de pastagem, como observado na BHC (Figura6). Essa criação animal é favorecida pela infraestrutura logística na BHC, que possui densidade da malha viária (principalmente asfaltada) superior a outras regiões do Estado, e à proximidade de um aeroporto internacional, facilitando práticas de alta tecnologia na cultura, tais como produção *in vitro* de embriões bovinos e oocistos, que podem depender de transporte rápido para laboratórios nacionais e internacionais de referência (LOIOLA et al., 2014).

Transformações do uso e cobertura da terra na Bacia do Rio Cuiabá desde 2002

Os planos de informação do uso e cobertura da terra analisados em seguida são provenientes do estudo "Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai – Porção Brasileira" (SOS Pantanal; WWF-Brasil, 2015), elaborado a partir da interpretação visual de imagens LANDSAT TM (2002, 2008 e 2010), RESOURCE-SAT-1 LISS III (2012) e LANDSAT OLI (2014).

Na área de estudo são inseridas 13 classes da categorização simplificada do projeto original, representando seis unidades naturais (cinco tipos de vegetação natural e corpos de água) e sete unidades com alterações antrópicas. A expansão e a intensificação da atividade agropecuária e seus efeitos diretos e indiretos sobre o desenvolvimento urbano e socioeconômico se manifestam nos padrões espaciais do uso e cobertura do solo na BHC entre 2002 e 2014 (Figura 7). Ocorreram nesses 12 anos transformações em 6,2% da área total da bacia. Essas transformações foram distribuídas de forma heterogênea nos quatro principais compartimentos geomorfológicos, com o valor máximo na Depressão Interplanáltica (9,5%), seguido pelo Planalto (6,0%), os relevos residuais/serras, caracterizados por declividades expressivas em áreas do cinto orogênico e a transição entre o Planalto e a Depressão (5,7%) e o valor mínimo na Planície Pantaneira (1,9%).

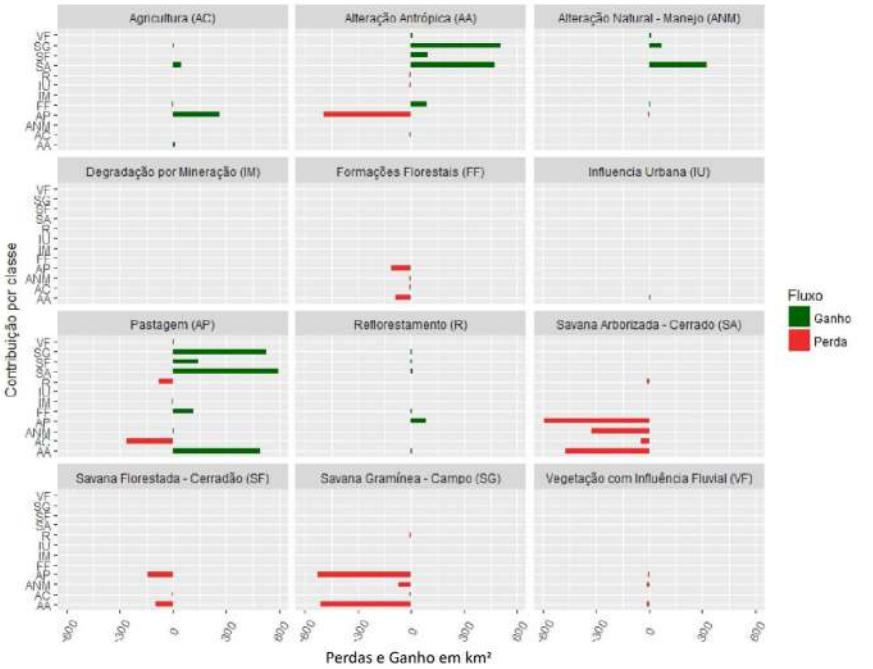
Figura 7. Uso e cobertura da terra na Bacia do Rio Cuiabá em 2002 (a) e 2014 (b), áreas de vegetação natural em 2002 que foram alteradas para usos antrópicos até 2014 (c) e as porcentagens dessas alterações nos quatro grandes compartimentos geomorfológicos (d) da bacia



Nota: Construção dos autores

As transições específicas entre 2002 e 2014, diferenciadas por classe de mapeamento da SOS Pantanal e WWF-Brasil (2015), são expostas na Figura 8. No período, ocorreram perdas em todas as classes de vegetação natural, principalmente nas formações de savana (SA, SF, SG), vegetação natural e natural potencial mais frequente na BHC.

Figura 8. Perdas e ganhos nas classes de uso e ocupação da terra – UCT na Bacia do Rio Cuiabá entre 2002 e 2014



Nota: Construção dos autores

Considerando que a ocorrência de formações florestais – FF na BHC é basicamente limitada às regiões de encosta das serras residuais, às margens de rios maiores ou em alguns ambientes alagáveis da planície, as perdas de quase 300 km² dessa classe são consideráveis. As perdas foram primeiramente para a pastagem – AP, mas também

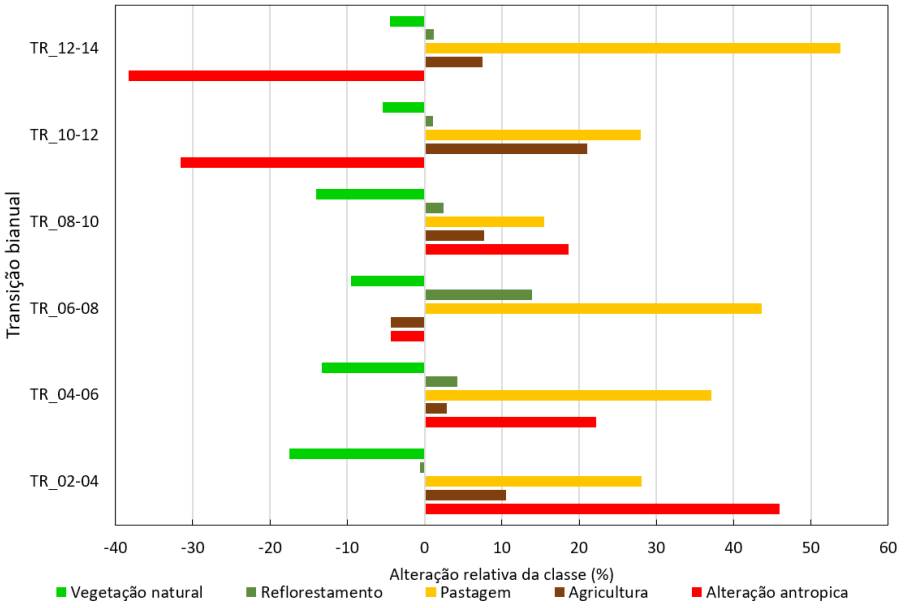
para a classe Alteração Antrópica – AA, áreas nas quais a vegetação nativa apresenta sinais de alteração da cobertura natural, no entanto, ainda não foi convertida por completo para o uso de pastagem ou para uso agrícola (SOS PANTANAL; WWF, 2015). Já no acréscimo das áreas da classe Alteração Natural/Manejo, trata-se principalmente de modificações ocorridas nas savanas abertas (SA, SG) ou áreas com influência fluvial (VF) pouco modificadas, que passaram a ser utilizadas para criação de gado.

As áreas tradicionalmente propícias à agricultura de grãos são localizadas na BHC, como em todo o Estado, sobre rochas sedimentares de baixa declividade no Planalto. Na BHC, essas áreas já se encontram, na sua grande maioria desde antes de 1990, em uso agrícola (AC). Mesmo assim, a classe AC teve aumento acima de 300 km^2, sendo que as mesmas ocuparam novos espaços, substituindo pastagens ou a partir do desmatamento de áreas remanescentes de Cerrado. Observa-se também ganho de áreas de reflorestamento em torno de 100 km^2 na BHC ao custo de outras áreas já em uso (principalmente pastagens), cuja tendência é abordada com mais detalhes no próximo item.

Tendências recentes nas transformações de uso na BHC

Avaliando os mapeamentos bianuais do UCT entre 2002 e 2014, pode ser observada perda contínua nas classes de vegetação nativa (Figura 9) e aumento constante das áreas de pecuária e plantio.

Figura 9. Série temporal bianual entre 2002 e 2014 das transições relativas – TR de cinco classes de Uso e Cobertura da Terra na Bacia do Rio Cuiabá



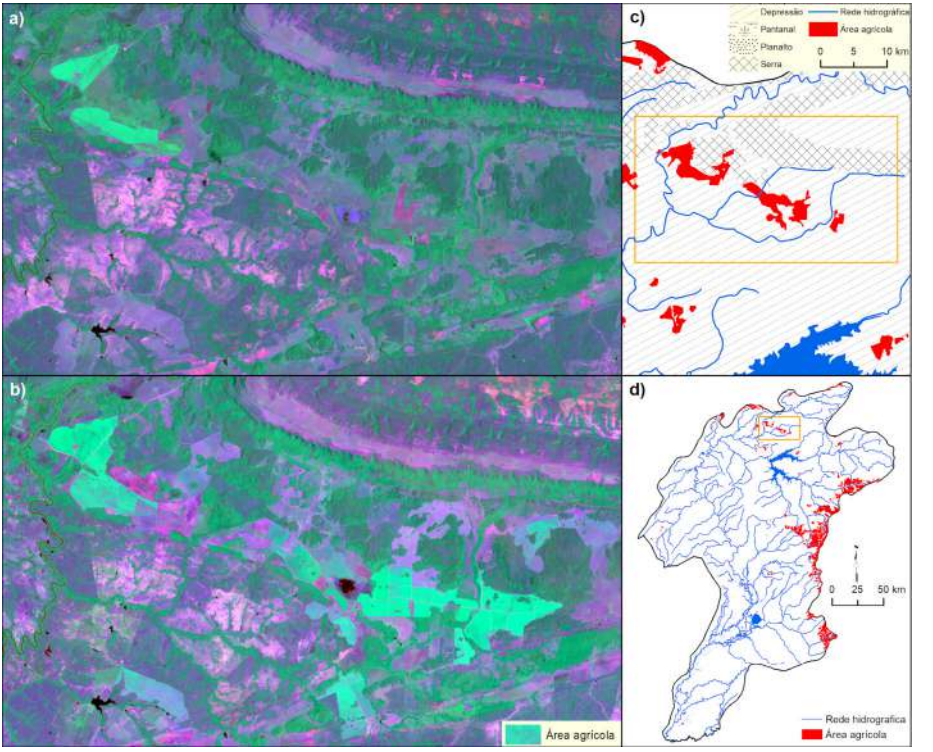
Nota: Construção dos autores

A ligeira redução nas taxas das perdas da vegetação nativa se deve também ao fato de a BHC estar em amplo uso antrópico há décadas. Até 2010, a classe das Alterações Antrópicas teve aumento expressivo, principalmente em função da perda de vegetação nativa. Em uma segunda fase, a partir de 2010, ocorreu forte redução nessa classe (>30%), cujos usos sofreram intensificação, com transformação em áreas agrícolas e de pastagem. Desde 2004 ocorreram consecutivos reflorestamentos na bacia, com pico entre 2006 e 2008 (>13%).

Duas dessas transformações são detalhadas em seguida, por constituírem tipos recentes de mudanças de UCT, que ocorrerem na BHC basicamente a partir de 2005. A mais importante é impulsionada

por aprimoramentos tecnológicos na produção, com a introdução do plantio de grãos (soja/milho) em áreas da Depressão Cuiabana, cujos solos eram considerados impróprios para o cultivo. Os recortes das imagens de satélite LANDSAT 5 TM (Figura 10a) e LANDSAT 8 OLI (Figura 10b) na parte norte da BHC (Figura 10c, d) mostram de forma exemplar as transformações ocorridas entre 2009 e 2016. Nas imagens, as áreas de lavouras são representadas por cores verde-claras. Deve-se considerar que as áreas de plantio podem ter sido visualmente subestimadas em 2009. Isso ocorre em função de a imagem de 2009 ser ainda do início de outubro, quando nem todas as lavouras se encontram com dossel fechado, enquanto a imagem de 2016 é datada de 30 de novembro, período no qual já houve maior desenvolvimento das plantações. De acordo com o mapeamento da WWF (Figura 10d), no retângulo exposto de 875 km^2, as áreas de plantio aumentaram de cerca de 13,3 km^2 em 2008 para cerca de 54,6 km^2 em 2014. Estima-se, a partir do comparativo com a imagem LANDSAT 8 OLI, que entre 2014 e 2016 houve aumento de no mínimo mais 20 km^2 de área plantada no mesmo recorte.

Figura 10. Composições coloridas 3/4/5 da imagem LANDSAT TM 5 do dia 01-10 2009 (a) e 4/5/6 da imagem LANDSAT OLI 8 o 30/11/2016 (b), com sua localização no norte da Bacia do Rio Cuiabá (c, d)



Nota: Construção dos autores

Ferreira (2014) estima que cerca de 5.850 km^2 possuam aptidão agrícola para a cultura da soja na Depressão Cuiabana, dos quais cerca de 95% (~17.400 km^2) estão inseridos na BHC. Apesar dos altos custos para correção e preparo do solo e dificuldades com a segunda safra devido à deficiência de precipitação, essa mudança no atual uso e na avaliação das potencialidades para o plantio se deve principalmente aos baixos preços dos insumos e aos altos preços recebidos pelo produto se comparado com outras regiões produtoras do Estado (FERREIRA, 2014), ao relevo plano e à boa infraestrutura disponível.

Outra tendência recente, porém menos expressiva e com ocorrência espacial mais pontual, consiste na transformação de áreas de pastagem ou de formações de Cerrado em reflorestamentos, principalmente de eucalipto. No Estado de MT, 58% da produção é direcionada para usos múltiplos e 32% para serraria (MATO GROSSO, 2013).

De acordo com entrevistas realizadas em visita técnica em agosto de 2017 a uma grande propriedade agrícola com mais do que 6.000 ha de eucalipto plantado, localizada na Bacia do São Lourenço, na proximidade do divisor das águas com a BHC, a principal demanda por lenha atualmente tem sido para a secagem de grãos no pós-colheita. Com a ascensão do agronegócio no Centro-Oeste, houve forte aumento na demanda por lenha. Apesar de um acréscimo na produção, essa demanda não pode ser suprida pela silvicultura regional, resultando em aumento do preço da lenha, tornando assim a sua produção economicamente mais atraente (SIMIONI et al., 2017).

Referências

BENNETT, E.M.; CARPENTER, S.R.; CARACO N.F. Human impact on erodible phosphorous and eutrophication.A global perspective. **Bioscience**, v. 51, nº3, p.227-234, 2001.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. **PRODES – Monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por Satélite.**2018a. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: mai. 2018.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **IBGE - Cidades**. 2018b. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/>. Acesso em: jun. 2018

CAMPOS, S.V. **Alterações no uso do solo e da cobertura vegetal na Sub-bacia Rio Cuiabá Alto e sua influência na fluviometria, no período de 1970-2002**. 2004. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical). – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

CASTRO, S.P.; BARROZO, J.C.; COVEZZI, M; PRETI, O. **A Colonização em Mato Gross**o: A nata e a borra da sociedade. Cuiabá: EdUFMT,v. 1,1994. 290p.

CIHLAR, J.; JANSEN, L.J.M.From land cover to land use: a methodology for efficient land use mapping over large areas. **Professional Geographer**, v. 53, p. 275-259, 2001.

FERREIRA, D.L. **Análise das potencialidades da soja na Baixada Cuiabana**. Dia de Campo da Soja na Baixada Cuiabana: Quebrando Paradigmas.Associação dos Produtores de Soja e Milho de Mato Grosso – APROSOJA e Grupo Bom Futuro. 2014. Disponívelem: <http://ptdocz.com/doc/639623/>. Acesso em: mai. 2018

FERREIRAFILHO, J.B.D.; ALVES, L.R.A.; VILLAR, P.M. Estudo da competitividade da produção entre Brasil e Estados Unidos – safra 2003/04. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 47, nº1, p. 59-88, 2009.

FIGUEIREDO, D.M. DE; SALOMÃO, F.X.T. **Bacia do Rio Cuiabá**: **uma abordagem socioambiental**. Cuiabá, Entrelinhas/EDUFMT, 2009. 216p.

FOLEY, J.A.; DE FRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; HELKOWSKI, J.H. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, nº 5734, p. 570-574, 2005.

HIGA, T.C.S.; MORENO, G. (org.). **Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente**. Cuiabá: Entrelinhas, 2005. 296p.

HIGA, T.C.S.; MORENO, G. (org.). **Geografia de Mato Grosso**: seleção de conteúdopara concurso público do Governo de Mato Grosso 2009. Cuiabá: Entrelinhas, 2009.

JUNK, W.J.; NUNES-DA-CUNHA, C. Pantanal: A large South American wetland at a crossroads. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 391-401, 2005.

LOBATO, A.S.; CARVALHO, D.R.; SILVA, M.A.; BRITO, M.S.S. A formação histórico territorial do Mato Grosso, as transformações e impactos decorrentes da expansão da soja. **Revista Eletrônica do Programa de Pós-Graduação em Geografiada Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, v. 4, p. 1-20, 2010.

LOIOLA, M.V.G.; CHALHOUB, M.R.;FERRAZ, A.S.; ASSIS, P.; BITTENCOURT, R.F.; RIBEIRO FILHO, A.de L. Validação de um programa de produção in vitro de embriões bovinos com transporte de oócitos e de embriões por longas distâncias. **Ciência Animal Brasileira**, v. 15, nº 1, p.93-101, 2014.

MATO GROSSO. Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Mato Grosso – FAMATO. **Diagnóstico de Florestas Plantadas do Estado de Mato Grosso**. Instituto Mato-Grossense de Economia Agropecuária – IMEA. Cuiabá, 2013.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Planejamento – SEPLAN. **Anuários Estatísticos de 2000 a 2014.**Disponível em: <http://www.dados.mt.gov.br/publicacoes/anuarios/>. Acesso em: mai. 2018.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. **Monitoramento do desmatamento do Estado de Mato Grosso**. Cuiabá, 2016.

MUELLER, C.C. Dinâmica, condicionantes e impactos socioambientais da evolução da fronteira agrícola no Brasil. **Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 26, nº3, p. 64-87, 1992.

OLIVEIRA, S.L. **Análise técnica e econômica do manejo sustentável da vegetação docerrado**. 2006. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) –Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais. 2006.

ORLANDI, M.; BIDARRA, Z.S.; CHIOVETO, A.T. **A Influência das políticas públicas no processo de ocupação e urbanização da mesorregião norte mato-grossense**. UniversidadeEstadual de Ponta

Grossa, 2012. Disponívelem: <http://www.revistas2.uepg.br/index.php/sociais>. Acesso em: 15 set. 2016.

SIMIONI, F.J.; MOREIRA, M.A.P.; MAURO, J.; FACHINELLO, A.L.; DE ALMEIDA BUSCHINELLI, C.C.; DA SILVEIRA FOLEGATTI, M.I.Evolução e concentração da produção de lenha e carvão vegetalda silvicultura no brasil.**Ciência Florestal**, v. 27, nº 2, p. 731-741, 2017.

SIQUEIRA, E.M. **A ocupação pioneira da região do Rio Cuiabá abaixo**. Cuiabá: IHGMT, 1997. 106p.

SIQUEIRA, E.M. **História de Mato Grosso**: da ancestralidade aos dias atuais. Cuiabá: Entrelinhas, 2002. 272p.

SOS PANTANAL; WWF-Brasil. **Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solona Bacia do Alto Paraguai** – Porção Brasileira – Período de Análise: 2012 a 2014. Brasília, 2015. 66p.

TARDIN, A.T.; LEE, D.C.L.; SANTOS, R.J.R.; ASSIS, O.R.; Barbosa, M.P.S.; MOREIRA, M.L.; PEREIRA, M.T.; SILVA, D.; SANTOS FILHO, C.P. **Subprojeto desmatamento convênio IBDF/CNPq**. (INPE-1649-RPE/103). 1980.

VALARINI, J.P. O mercado da soja: evolução da *commodity* frente aos mercados internacionais domésticos. **Jovens Pesquisadores**, v. 4, nº1, 2007.

VANDAS, S.J.; WINTER, T.C.; BATTAGLIN, W.A. **Water and the Environment.**AGI Environmental Awareness Series, 1, Alexandria, VA: American Geological Institute, 2002. 53 p.

VÖRÖSMARTY, C.J.; GREEN, P.; SALISBURY, J.; LAMMERS, R.B. Global waterresources: vulnerability from climate change and population growth. **Science**, v. 289, p. 284-288, 2000.

Parte 2. Água

CAPÍTULO 4 -

CONTROLE DE CHEIAS PROPORCIONADO PELA OPERAÇÃO DO RESERVATÓRIO DO APROVEITAMENTO MÚLTIPLO DE MANSO

Rafael Pedrollo de Paes

Introdução

As cheias em um sistema fluvial são fenômenos naturais verificados em toda parte do globo. Elas são resultado do aumento do nível médio de água em um sistema hídrico, como consequência de ciclos de períodos de cheias e secas, e não necessariamente causam prejuízos à população. Contudo, frequentemente ganham proporções suficientes para extrapolar o leito menor de um curso de água e assim causar a inundação, podendo atingir territórios urbanos ou rurais.

A ocorrência de cheias e inundações é função de características inerentes à bacia hidrográfica, entre as quais estão incluídas as atividades humanas, o que é um fator relevante no aumento da frequência e da proporção de danos.

Entre as consequências que esses fenômenos podem provocar são citados: a perda material, inclusivede habitações; a interdição de vias de acesso; processos de realocação de desabrigados; interrupção das atividades econômicas na área inundada; suspensão parcial ou total dos serviços de infraestrutura básica na área abrangida, como os de saneamento básico – atendimento à coleta de resíduos sólidos, serviços de água potável e esgotamento sanitário; além das dificuldades no

atendimento de serviços de saúde e no fornecimento de alimentação. Outra consequência de ordem mais importante em relação às inundações e enxurradas é a possibilidade de perda de vidas humanas.

Níveis de segurança na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHC)

As populaçõesda Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHC) registram uma série de ocorrências cíclicas de enchentes e secas, conformea estação hidrológica, que assim contribuem com o estabelecimento da dinâmica fluvial do Pantanal. Levantamentos realizados na BHC (SHIRASHI, 2003) apontaram nove municípios localizados em sua área que normalmente são prejudicados pelas inundações periódicas, entre os quais sete – Rosário Oeste, Acorizal, Nobres, Cuiabá, Várzea Grande, Santo Antônio deLeverger e Barão de Melgaço – são banhados pelo Rio Cuiabá. Esses municípios são pertencentes à Região Metropolitana do Vale do Cuiabá, cuja populaçãosoma quase 1 milhão de habitantes em 2018.

Devido à frequência das grandes cheias, a Defesa Civil do Estado de Mato Grosso estipulou níveis limnimétricos de referência a diversos corpos hídricos do Estado em regiões com potencial de inundação. Esses níveis dizem respeito à altura de água medida nas réguas fluviométricas, que são fixadas em estações de monitoramento instaladas nas margens dos rios. No Rio Cuiabá, a Defesa Civil considerou as experiências de áreas inundadas e sua relação com a ocupação para adotar níveis de alerta, emergência e calamidade em algumas cidades. Esses valores – fixados a partir da inundação de 1974 – estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1.Níveis de água do Rio Cuiabá e cotas ortométricas correspondentes aos limites de segurança em Cuiabá (MT)

Município	**Limite de segurança**	**Nível de água (m)**	**Cota topográfica ortométrica (m)**
Rosário Oeste	Alerta	7,40	191,77
	Emergência	9,50	193,87
Acorizal	Alerta	7,00	171,83
Cuiabá	Datum	0,00	139,36
	Alerta	8,50	147,86
	Emergência	9,50	148,86
	Calamidade	11,00	150,36

Fonte: Defesa Civil de Mato Grosso, 2010 (tabelas avulsas não publicadas)

O estabelecimento de níveis de segurança caracterizauma inteligente medida nãoestrutural para a redução de impactos causados por cheias de maiores proporções. Com efeito, os limites de alerta, emergência e calamidade se tornaram o principal indicador de segurança para as comunidades da BHC no que diz respeito às enchentes. Portanto, a Defesa Civil utiliza os níveis limnimétricos de municípios a montante para monitorar e acompanhar a dinâmica de cheia em favor da população a jusante, sobretudo nos municípios de Cuiabá e Várzea Grande, principal núcleo urbano do Estado.Ainda assim, é importante esclarecer que mesmo cotas inferiores aos de alerta podem implicar em inundação em alguns pontos habitados próximo ao Rio Cuiabá, usualmente estabelecidos em área de inundação.

Medida estrutural: contenção de cheias proporcionada pelo APM Manso

Desde o início da operação da estação fluviométrica de Cuiabá, em 1933, a lâmina de água esteve por 19 vezes acima do nível de alerta, entre essas, seis acima do nível de emergência. Ao estudar as frequências dessas situações, Shirashi (2003) apontou a probabilidade de ocorrência de alturas de água acima dos níveis de alerta e de emergência, respectivamente, a cada 5 e 15 anos, até então.

Pelos prejuízos ocorridos ao longo do século XX, ficou ressaltada a importância de medidas que amenizassem o impacto das cheias na Bacia do Rio Cuiabá. Dentro da ótica das ações estruturais, a mais importante entre as adotadas foi a construção do Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM Manso), cujos dois objetivos principais são a produção de energia elétrica por meio da usina hidrelétrica de Manso (210MW) e o amortecimento de cheias a jusante. O reservatório foi instalado no Rio Manso, importante afluente do Rio Cuiabá, distante aproximadamente 285 km da capital do Estado pelo percurso fluvial. Sua área de drenagem é de 9.365km², a vazão afluente de longo período é de 170m³/s, o volume total do reservatório é de 2.951hm³ e o volume de amortecimento de cheias é de 455hm³. O início do enchimento do reservatório foi no final de 1999 e durou cerca de dois anos (FURNAS, 2002).

Como consequência do controle do nível do Rio Cuiabá proporcionado pelo reservatório de Manso, as planícies fluviais dos municípios da Região Metropolitana do Vale do Rio Cuiabá tornaram-se alvo de especulação pelo mercado imobiliário (DE PAES; BRANDÃO, 2011; informações pessoais). Essa especulação tem visado à alteração do nível fluviométrico definido como de alerta com o intuito de urbanizar

as áreas abaixo das cotasque consideram "planície de inundação", logo, inapropriadas para a ocupação humana, principalmente para habitação.

Apesar da construção do APM Manso, grande parte da água responsável pelas enchentes do Rio Cuiabá na capital provém da área intermediária entre a barragem de Manso e a cidade, tornando impraticável a definição de uma cota segura para ocupação. A quantidade de água gerada na bacia incremental – aproximadamente 14.200 km² – equivale, em média, a 51% o total da Bacia do Rio Cuiabá. Há relativa variação nesses índices, com maior representatividade no período de chuvas.

Por ser uma questão crucial que afeta um segmento substancial da sociedade residente em diversos municípios mato-grossenses, esses fatos suscitam a necessidade de estudos para o conhecimento do comportamento fluvial da BHC. Estudos assim podem ser entendidos como uma medida não estrutural que contribui com a segurança da ocupação humana. Com efeito, podem influenciar na abrangência dos limites de segurança que o Rio Cuiabá possa atingir, mesmo com a contenção de cheias proporcionada pelo reservatório de Manso.

Neste capítulo, será abordado o efeito amortecedor do reservatório do APM Manso sobre as enchentes na BHC, a fim de verificar em que grau este reservatório pode atenuar algumas cheias, em benefício de algumas cidades a jusante nas margens do Rio Cuiabá.

Metodologia

Para a análise das questões propostas, dois modelos matemáticos foram utilizados. O primeiro é um modelo de armazenamento, que

permite estimar a capacidade de amortecimento de água afluente ao reservatório de Manso (montante) nas situações de cheia. Este modelo leva em conta características de operação do reservatório. O segundo modelo é o hidrodinâmico, responsável por calcular o transporte da onda de cheia defluente à barragem (jusante), no percurso entre o reservatório e os municípios de Rosário Oeste, Acorizal, Várzea Grande e Cuiabá.

Modelos matemáticos

O modelo de armazenamento pelo método de Puls foi usado para calcular o amortecimento do reservatório, o qual requer determinadas informações do sistema, como (i) curva cota-volume do reservatório, ou seja, a relação entre o nível de água do reservatório e o seu volume; (ii) hidrograma afluente ao reservatório, que diz respeito à série de vazões em determinadas condições hidrológicas, para que seja estimado o seu amortecimento; e (iii) equações de descarga de extravasão, conforme a regra de operação do APM Manso. O princípio do escoamento de água em reservatórios se baseia na lei da continuidade. Sua equação presume que a variação do volume armazenado, em dado intervalo de tempo, equivale à quantidade total de água afluente menos a quantidade defluente a esse reservatório no mesmo intervalo de tempo. A teoria foi desenvolvida por Puls (1928), posteriormente modificada por Butler (1957). A aplicação foi feita pelo software Microsoft Excel. O ponto inicial do cálculo foi o nível máximo normal de operação do reservatório, conforme estabelecido na regra operacional em Furnas (2002).

O cálculo do trânsito da onda de cheia defluente ao reservatório doAPM Manso foi simulado com o modelo hidrodinâmico CLiv (Condutos Livres), desenvolvido pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH, 2003). Sua aplicação possibilita obter dados de linha de água em canais naturais ou artificiais, em regime hidráulico permanente ou transitório, como a propagação de ondas de cheia, contanto que de superfície livre. No CLiv, o escoamento em canais é definido como um problema unidimensional. Para a simulação de modelos transitórios, o programa conta com o esquema implícito de Pressmann. As equações completas de Saint Venant são utilizadas para a resolução dos problemas do escoamento hidrodinâmico. São elas: a equação da continuidade (ou da conservação de massa), conforme a Equação 1, e a da quantidade de movimento, conforme a Equação 2. Esta última se torna completa quando são consideradas as forças de inércia, pressão, gravidade e atrito (PORTO, 2006).

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \tag{1}$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{Q^2}{A}\right) + gA\frac{\partial y}{\partial x} = gA(S_0 - S_f) \tag{2}$$

Em que:

- Q = vazão [m³/s];
- A = área da seção molhada [m²];
- x = distância no sentido longitudinal [m];
- t = tempo [s];

- q = vazão por unidade de largura de contribuição lateral [(m^3/s)/m];
- g = aceleração da gravidade [m/s^2];
- y = lâmina de água [m];
- S_0 = declividade do canal [m/m];
- S_f = declividade da linha de atrito [m/m].

Alimentação do modelo hidrodinâmico

Os dados de entrada do modelo hidrodinâmico se baseiam em informações geométricas e hidráulico-hidrológicas. Os dados geométricos consistem emmedições das seções topobatimétricas ao longo do canal estudado, ou seja, a relação entre cota e distância do fundo da calha do rio medida perpendicularmente ao escoamento da água. Os dados hidráulico-hidrológicos são basicamente de dois tipos:os relacionados aos hidrogramas que definiram as condições de contorno interna e externa de montante do modelo hidrodinâmico; e a curva-chave em Cuiabá (que é a relação entre o nível de água do rio e a sua vazão), para definição da condição de contorno externa de jusante.

Como parte das informações geométricas do canal fluvial, foram utilizadas 13 seções topobatimétricas entre a estação fluviométrica do reservatório de Manso e o município de Cuiabá, ao longo de 285 km pelo percurso fluvial. As seções topobatimétricas foram levantadas no primeiro trimestre de 2010, estão disponíveis em De Paes (2011) e podem ser disponibilizadas pelo autor deste trabalho, caso requisitado.

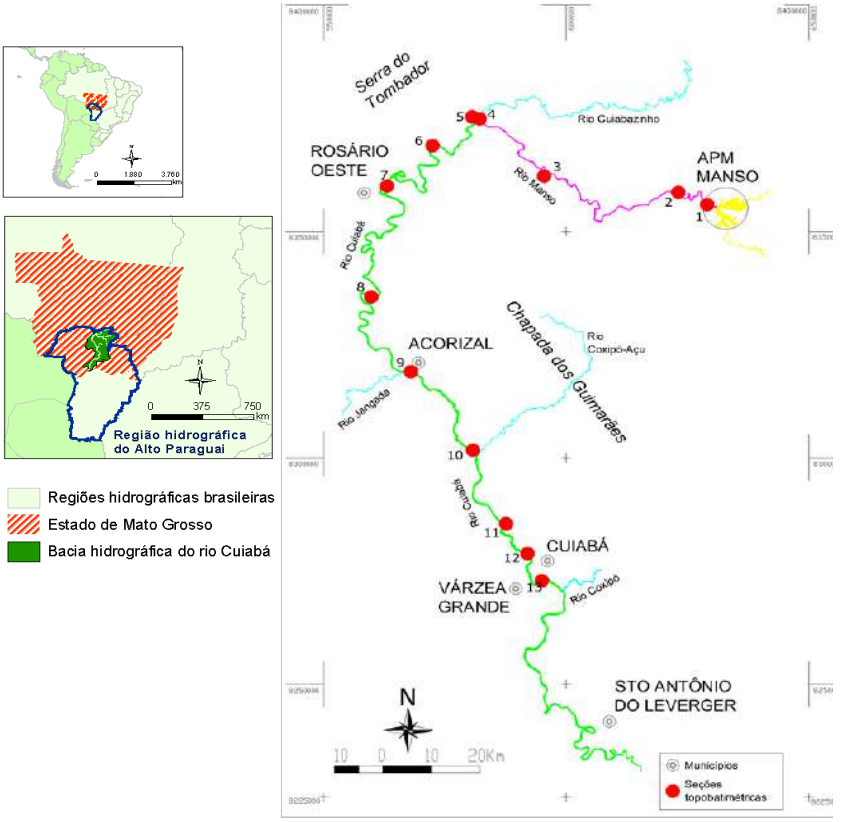
A localização das seções topobatimétricas e dos municípios envolvidos está apresentada na Figura 1.

As principais informações hidráulico-hidrológicas dizem respeito aos hidrogramas de estações fluviométricas existentes no trajeto entre a barragem de Manso e Cuiabá, os quais fornecem as séries históricas de vazão. Cinco estações da BHC foram consultadas: uma no Rio Manso a jusante da barragem (código ANA 66210000); uma no Rio Cuiabazinho (Estação Quebó – código ANA 66160000), importante contribuinte do Rio Cuiabá, sem influência do reservatório do APM Manso; e três no Rio Cuiabá: Rosário Oeste (66250001), Acorizal (66255000) e Cuiabá (66260001), na sequência de montante para jusante. Com essas vazões, foi feita a ordenação das maiores cheias no Rio Cuiabá, na estação localizada no município de Cuiabá, sendo selecionadas as três maiores ocorrências registradas anteriormente à operação do APM Manso; e outras três posteriores ao reservatório, limitado a 2009. Como as vazões eram quase sempre diárias, com leitura de nível limnimétrico às 7h, ou de no máximo três vezes por dia (7h, 12h e 17h), os hidrogramas foram discretizados para escala horária, por interpolação linear.

As três cheias de maiores proporções em Cuiabá com disponibilidade de vazões nas estações fluviométricas dos rios Manso, Cuiabazinho e Cuiabá, e que foram responsáveis por grandes inundações, são apresentadas como ID 1, 2 e 3 na Tabela 2. Vale ressaltar que outras medições de nível de água de grandes magnitudes já foram registradas na BHC, como em 1942, 1959 e 1960 (informações pessoais), porém para estas não há registros de vazão, além de não terem causado prejuízos nas mesmas escalas. Ainda na Tabela 2, as

cheias com ID 4, 5 e 6 são as maiores registradas após a construção da barragem de Manso limitadas ao ano 2009.

Figura 1. Mapas de localização da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá e das seções topobatimétricas



Nota: Construção do autor

Enquanto o hidrograma do Rio Manso foi utilizado como condição de contorno externa de montante, a curva-chave da seção em Cuiabá (Equação 3), utilizada por Furnas desde o início das operações

da usina, foi estabelecida como a condição de contorno externa de jusante.

$$Q = 78{,}0306(NA+1{,}17)^{1{,}5618} \text{ se } -0{,}30m < NA < 2{,}64 \text{ m}; \quad (3)$$

$$Q = 59{,}975(NA+1{,}56)^{1{,}6391} \text{ se } NA \geq 2{,}64 \text{ m}$$

Em que:

Q = vazão [m³/s];

NA = nível de água da régua limnimétrica [m].

Tabela 2.Maiores vazões na estação fluviométrica 66260001, em Cuiabá, disponível entre 1972 e 2009

ID	Mês/Ano	Vazão máxima [m³/s]	Nível de água máximo [m]	Cota ortométrica correspondente [m]
1	Mar/1974	3.007,00	10,85	150,21
2	Jan/1995	3.201,33	9,79	149,15
3	Fev/1995	3.479,34	10,36	149,72
4	Mar/2002	2.057,89	7,09	146,45
5	Mar/2004	1.988,12	6,91	146,27
6	Abr/2006	1.928,80	6,75	146,11

Fonte: Agência Nacional de Águas (2010)

A vasta área entre o APM Manso e o município de Cuiabá (14.200 km²) é responsável por grande contribuição da bacia intermediária, que deve ser adicionada à efluência do APM Manso na operação do modelo hidrodinâmico. Com esse fim, a vazão específica incremental à bacia foi calculada, a qual é representada em termos de vazão por unidade de comprimento do Rio Cuiabá [(m³/s)/km]. Para tanto, o tempo de percurso das águas entre a estação fluviométrica do

APM Manso e Cuiabá foi considerado 48 horas (SILVA; BRAGA, 2000); e o do Rio Cuiabazinho até Cuiabá, 24 horas. O cálculo das vazões específicas foi realizado a partir da consideração de zonas de influência das estações fluviométricas (Figura 2). A zona de influência da estação Cuiabá tem início a partir das estações fluviométricas dos rios Manso e Cuiabazinho e termina na estação localizada a jusante do sistema estudado, em Cuiabá. Seu valor foi calculado conforme Equação 4.

$$Qespec._{BMC} = \frac{\sum[QCbá_t - (QQuebó_{t-24h} + QManso_{t-48h})]}{D_{Manso-Cbá}} \quad (4)$$

Em que:

- $Qespec._{BMC}$ = Vazão específica da área entre a barragem de Manso e Cuiabá relativa à sub-bacia do Médio Cuiabá [(L/s)/km];
- $Qcbá_t$ = Vazão na estação fluviométrica Cuiabá no tempo "t" [m³/s];
- $QQuebó_{t-24h}$ = Vazão da estação Quebó no dia anterior (t - 24h) [m³/s];
- $QManso_{t-48h}$ = Vazão efluente à barragem com relação a dois dias anteriores (t - 48h) [m³/s];
- $D_{Manso-Cbá}$ = Distância entre as estações fluviométricas da UHE Manso e Cuiabá, pelo rio principal, equivalente a 285,58 km.

Figura 2. Zonas de influência das estações fluviométricas na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá

Nota: Construção do autor

A subtração na equação representa a exclusão das vazões medidas nas estações dos rios Manso e Cuiabazinho, a montante, uma vez que é almejado conhecer a vazão correspondente à área intermediária. Para cada uma das cheias selecionadas (Tabela 2) há uma vazão específica de contribuição lateral da BHC, que é tratada como um parâmetro, apesar de ter origem na observação da variável vazão no decorrer dos anos. Essas vazões específicas foram consideradas fixas em cada cheia, porém variam de uma ocorrência para outra.

As simulações estão divididas em dois cenários. No primeiro, serão avaliadas as cheias ID 1, 2 e 3, anteriores à construção da barragem de Manso. Para tanto, o método de Puls será aplicado para analisar a

capacidade de amortecimento do reservatório e o modelo CLiv será utilizado para calcular como a onda de cheia se comportaria a jusante.

No segundo cenário serão avaliadas as cheias ID 4, 5 e 6 (que foram observadas posteriormente à construção da barragem), portanto, os hidrogramas que alimentarão o modelo CLiv serão os de afluência ao APM Manso, com o intuito de simular como a onda de cheia se propagaria até Cuiabá na situação da não existência da barragem.

Resultados

Primeiramente, serão apresentados os resultados do desempenho da calibração do modelo hidrodinâmico. Em seguida serão expostas as simulaçõesdos cenários da existência do reservatório nas cheias ID 1, 2 e 3 e depois da simulação da inexistência do reservatório nas cheias ID 4, 5 e 6, comparando-as aos limites de segurança na BHC, conforme estabelecido pela Defesa Civil de Mato Grosso.

Calibração do modelo hidrodinâmico

Ao variar os principais parâmetros do modelo CLiv e analisar a repercussão na alteração das vazões, foi possível constatar que a rugosidade de Manning e a vazão específica da bacia intermediária conferem maior representatividade. Nos valores de vazão específica para cada evento é possível notar que as médias dos valores das ocorrências posteriores à construção do reservatório de Manso têm as mesmas escalas, por vezes maiores, que as registradas anteriormente à barragem (Tabela 3).

Tabela 3.Vazão específica média da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá para as cheias estudadas

ID	Período	Qespec.$_{BMC}$ [(L/s)/km]	ID	Período	Qespec.$_{BMC}$ [(L/s)/km]
1	5 a 31 mar 1974	1.770,7	4	4 fev a 9 mar 2002	1.791,1
2	26 dez 1994 a 25 jan 1995	2.367,8	5	1 fev a 3 mar 2004	1.885,7
3	26 jan a 28 fev 1995	3.797,6	6	16 mar a 14 abr 2006	2.508,8

Nota: Construção do autor

Os demais parâmetros utilizados no modelo CLiv e os valores adotados para todas as simulações estão dispostos na Tabela 4. Maiores detalhes podem ser encontrados em FCTH (2003) e De Paes (2011).

Tabela 4. Parâmetros adotados no modelo CLiv para a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá

Parâmetro	Valor
Coeficiente de perda local	0,1
Nº pontos na tabela das características	12
Nº subdivisões por trecho	9
Nº máximo de iterações	3
Coeficiente de implicidade temporal	0,9
Coeficiente de rugosidade de Manning ($s.m^{-1/3}$)	0,06

Nota: Construção do autor

Para a mensuração da aderência das vazões observadas e calculadas, quatro análises convencionais foram realizadas: (i) comparação de picos entre os hidrogramas observados nas estações fluviométricas e os calculados pelo modelo matemático, por meiodo erro porcentual da vazão de pico (EPVP); (ii) erro quadrático relativo médio (EQRM), que prioriza valores máximos do hidrograma; (iii) coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe; e (iv) comparação visual dos

hidrogramas observados e calculados. Menores valores dos parâmetros de erro (EPVP e EQRM) indicam melhor calibração, e quanto mais próximo o coeficiente de Nash-Sutcliffe estiver de 1, também melhor é a calibração (SCHARDONG et al., 2009).Os valores da análise de desempenho para a calibração do modelo estão na Tabela 5.

Tabela 5. EPVP, EQRM e Nash-Sutcliffe entre os hidrogramas observados e calculados para o Rio Cuiabá

ID	Ano	EPVP (%)	EQRM (%)	NASH-SUTCLIFFE
1	Mar/1974	6,42	5,20	0,56
2	Jan/1995	0,87	8,90	0,79
3	Fev/1995	16,36	5,30	0,63
4	Mar/2002	12,80	11,20	0,65
5	Mar/2004	14,19	4,70	0,57
6	Abr/2006	11,06	1,30	0,54

Nota: Construção do autor

Nas Figuras de 3 estão a comparação visual dos hidrogramas calculados pelo CLiv e os observados na estação fluviométrica de extremo jusante, em Cuiabá, a qual, por ser a mais distante, em teoria é a que apresenta maior erro entre as três estações.

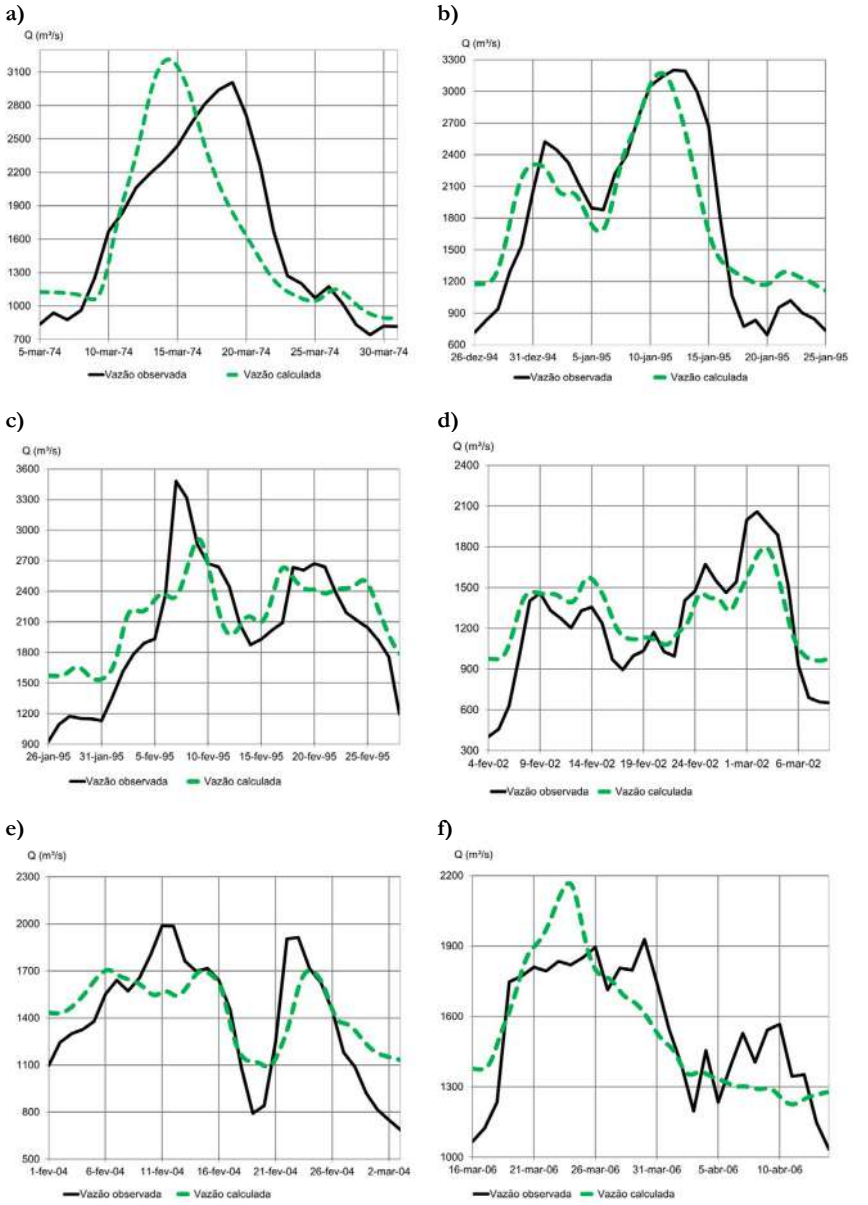
De forma geral, o modelo reproduz as vazões observadas de maneira satisfatória para o propósito do trabalho, pois, ao invés de valores precisos de nível de água, foram valorizadas dimensões aproximadas dos hidrogramas.

Simulação da existência do reservatório nas cheias ID 1, 2 e 3

As características das cheias de maior prejuízo econômico e social dos municípios da BHC (ID 1, 2 e 3) foram utilizadas no modelo de armazenamento do reservatório. Na Figura 4(a) está representado o amortecimento teórico da cheia ID1, que compara a entrada e a saída hipotética do reservatório, caso ele existisse em 1974. Da Figura 4(b) à Figura 4(d) estão as cotas ortométricas que o Rio Cuiabá atingiria nas seções topobatimétricas medidas em Rosário Oeste, Acorizal e Cuiabá, considerando a hidrodinâmica da cheia amortecida pelo APM Manso. Esses níveis são comparados com os de segurança determinados pela Defesa Civil (Tabela 1) e também com os valores de fato observados nas estações fluviométricas dessas cidades. Os traços sem preenchimento se referem a falhas da série histórica.

A vazão máxima observada na estação APM Manso foi 1.573 m^3/s. Pelos cálculos, o amortecimento do reservatório seria tal que a vazão máxima defluente a ele não superaria 830 m^3/s; o que representa redução do pico em 47%. É importante notar que a cheia observada afluente ao reservatório, apesar de alta, possui largura estreita, o que caracteriza volume de água menor, quando comparado com outras cheias. Esse aspecto é importante quando se quer estudar a capacidade de volume amortecido pelo reservatório. A lacuna de quatro dias nos níveis de água observados em Rosário Oeste é explicada pela possível danificação da régua limnimétrica ou pela impossibilidade de leitura devido ao nível máximo da régua ter sido excedido.

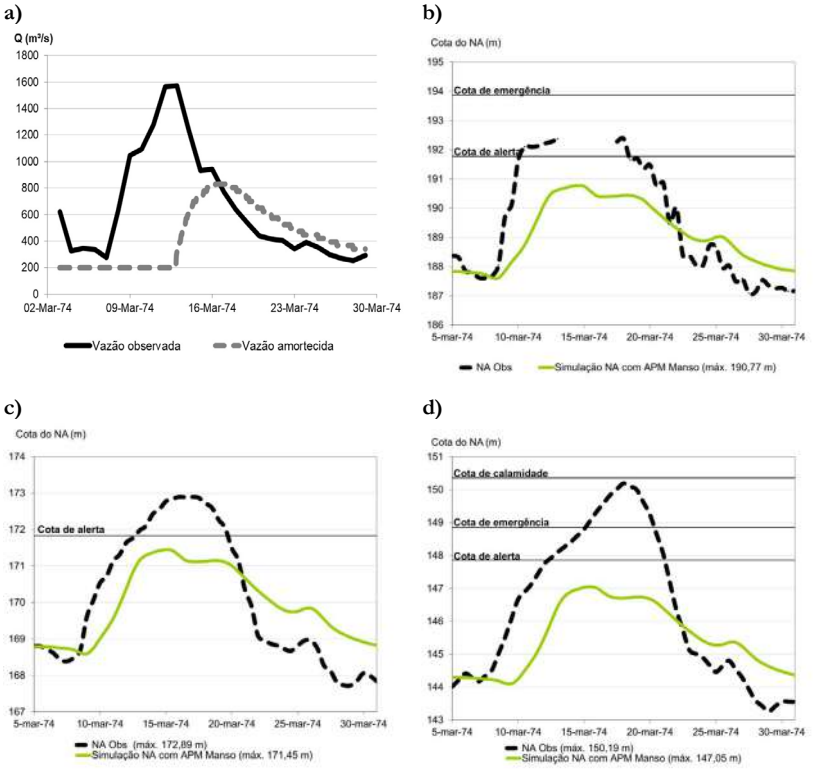
Figura 3. Hidrogramas das cheias observadas e calculadas, na estação fluviométrica de Cuiabá: (a) ID 1; (b) ID 2; (c) ID 3; (d) ID 4; (e) ID 5; (f) ID 6



Nota: Construção do autor

Os níveis de água observados em 1974 foram superiores às cotas de alerta nos três municípios, com destaque para Cuiabá, onde o nível de água atingiu altitude ortométrica de 150,19 m, restando 0,17 m para a cota de calamidade. Ademais, o apreciável amortecimento poderia ter reduzido os níveis de água a ponto de sequer alcançar as cotas de alerta em quaisquer dos três municípios. Assim, essa cheia poderia ter sido em escala tal que provavelmente não seriam contabilizados grandes prejuízos.

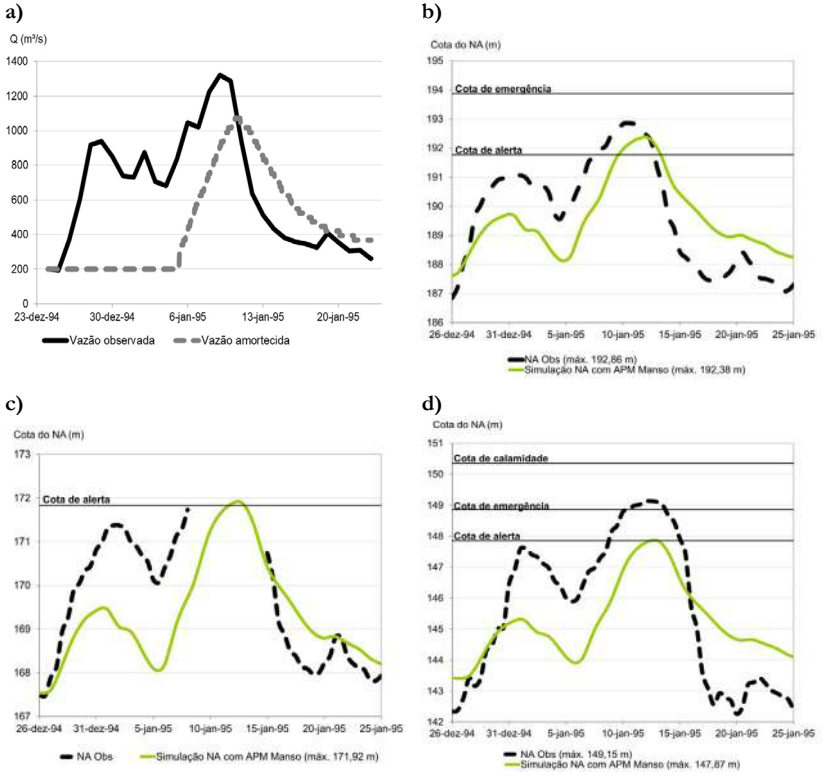
Figura 4. Cheia ID 1: (a) Amortecimento proporcionado pelo reservatório do APM Manso e hidrogramas resultantes em (b) Rosário Oeste, (c) Acorizal e (d) Cuiabá



Nota: Construção do autor

Referente à cheia ID2, na Figura 5 constam, respectivamente, (a) o amortecimento proporcionado pelo APM Manso e o trânsito de onda de cheia teórico nas cidades de (b) Rosário Oeste, (c) Acorizal e (d) Cuiabá.

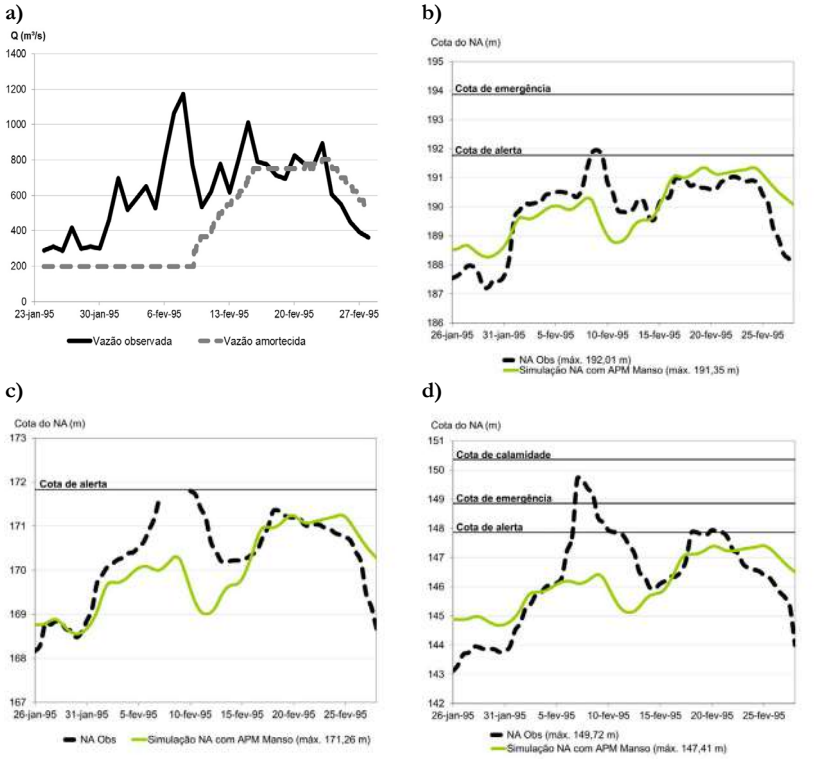
Figura 5. Cheia ID 2: (a) Amortecimento proporcionado pelo reservatório do APM Manso e hidrogramas resultantes em (b) Rosário Oeste, (c) Acorizal e (d) Cuiabá



Nota: Construção do autor

Na Figura 6 estão representadas as mesmas informações, porém com os dados da cheia ID3.

Figura 6. Cheia ID 3: (a) Amortecimento proporcionado pelo reservatório do APM Manso e hidrogramas resultantes em (b) Rosário Oeste, (c) Acorizal e (d) Cuiabá



Nota: Construção do autor

Nas três cheias, os níveis de água observados atingiram as cotas de segurança da Defesa Civil e, em dois casos, chegaram próximos à situação de calamidade. Com base nos hidrogramas resultantes do amortecimento do reservatório, é possível observar a redução dos picos, o que certamente diminuiria os níveis de água em Cuiabá. Porém, é importante destacar que, mesmo com o amortecimento, esses níveis poderiam atingir as cotas de segurança, como em ID 2. Esta cheia teria sido consideravelmente abrandada, entretanto ela ainda seria suficiente

para contabilizar danos, especialmente em edificações localizadas na planície de inundação.

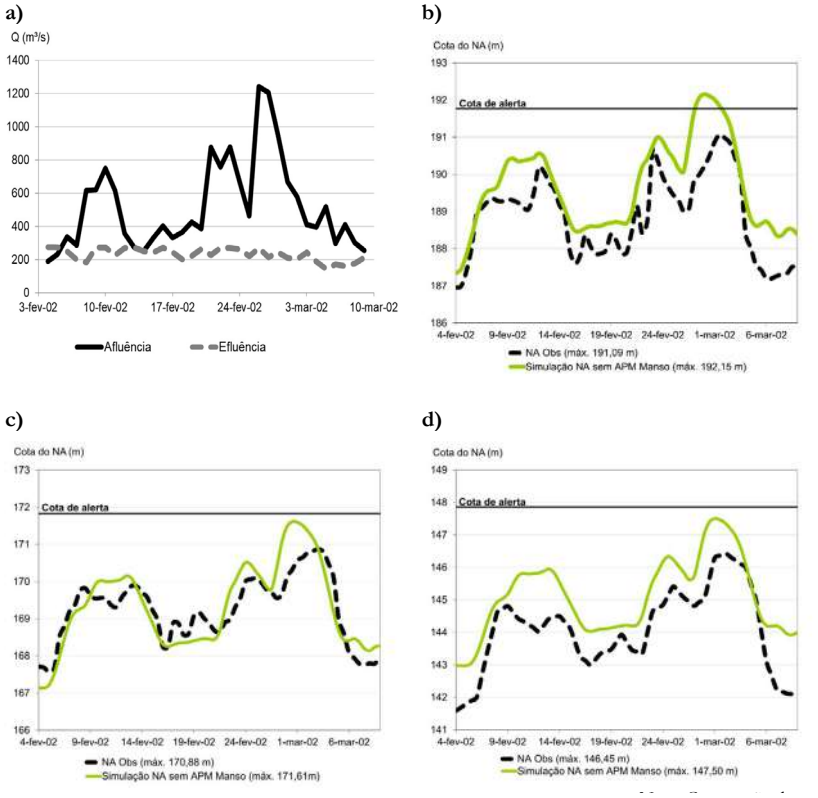
Simulação da inexistência do reservatório nas cheias ID 4, 5 e 6

Neste cenário é suposta a inexistência do reservatório de Manso nas maiores cheias com disponibilidade de dados observadas em Cuiabá após a construção da barragem. Assim, na Figura 7(a) com amortecimento real do reservatório em comparação à sua afluência na cheia ID4; e da Figura 7(b) à Figura 7(d) estão as cotas ortométricas observadas em Rosário Oeste, Acorizal e Cuiabá, e quais valores elas atingiriam se o reservatório não existisse nesta mesma cheia.

A afluência máxima ao reservatório de Manso foi de 1.243 m^3/s, enquanto a defluência máxima foi de 274 m^3/s. Apesar da declaração da maior vazão defluente, é fato que o pico não existiu, pois a descarga observada se manteve de certa maneira constante. Quanto às simulações hidrodinâmicas, os valores observados após o amortecimento do APM Manso estiveram entre 0,68 m abaixo da cota de alerta em Rosário Oeste e 1,41 m em Cuiabá. A simulação da inexistência do reservatório apontou que esse nível teria sido ultrapassado, durante curto período, em até 0,38 m no município de Rosário Oeste. Os níveis de água teriam se mantido pouco abaixo da cota de alerta nos municípios de Acorizal e Cuiabá.

Na Figura 8(a) estão ilustrados os hidrogramas referentes ao amortecimento do reservatório para a cheia ID5, e da Figura 8(b) à Figura 8(d) estão as cotas ortométricas observadas nas três cidades, plotadas em paralelo com os resultados de escoamento hidrodinâmico dessas cheias.

Figura 7. Cheia ID 4: (a) Amortecimento proporcionado pelo reservatório do APM Manso e hidrogramas resultantes em (b) Rosário Oeste, (c) Acorizal e (d) Cuiabá

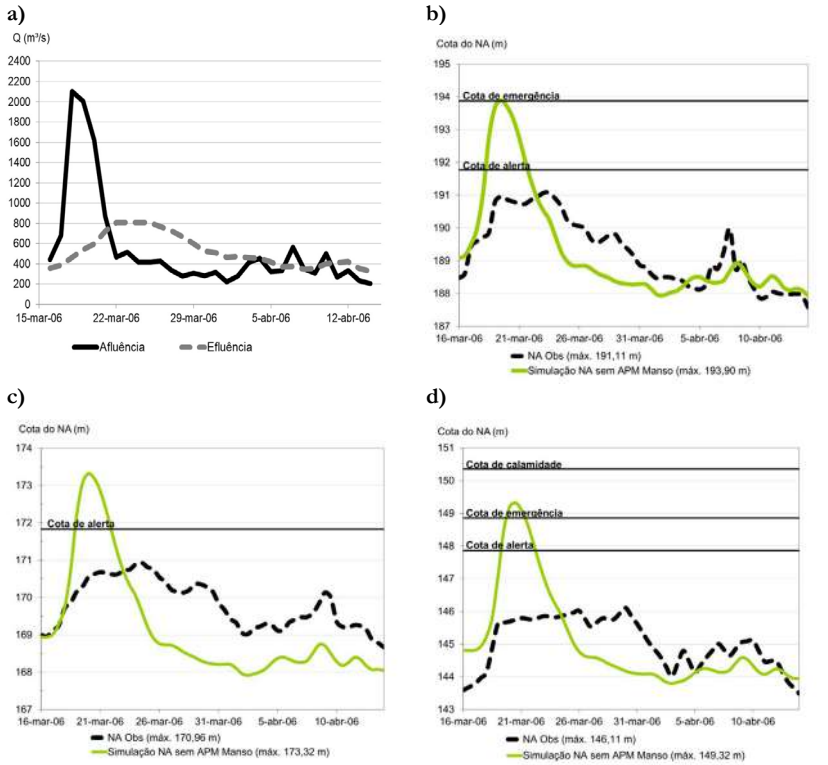


Nota: Construção do autor

Pelos gráficos da simulação hidrodinâmica é possível notar dois picos, isso sugere que o hidrograma do Rio Cuiabá tenha adquirido características do Rio Cuiabazinho, importante afluente da bacia incremental. Os valores máximos observados permaneceram abaixo da cota de alerta, entre 0,63 m (em Rosário Oeste) e 1,59 m (em Cuiabá). Segundo os cálculos de níveis de água sem o amortecimento do reservatório, a cota de alerta não seria atingida durante todo o período, mesmo em Rosário Oeste, onde o nível não atingiria esse limite por diferença de 0,04 m.

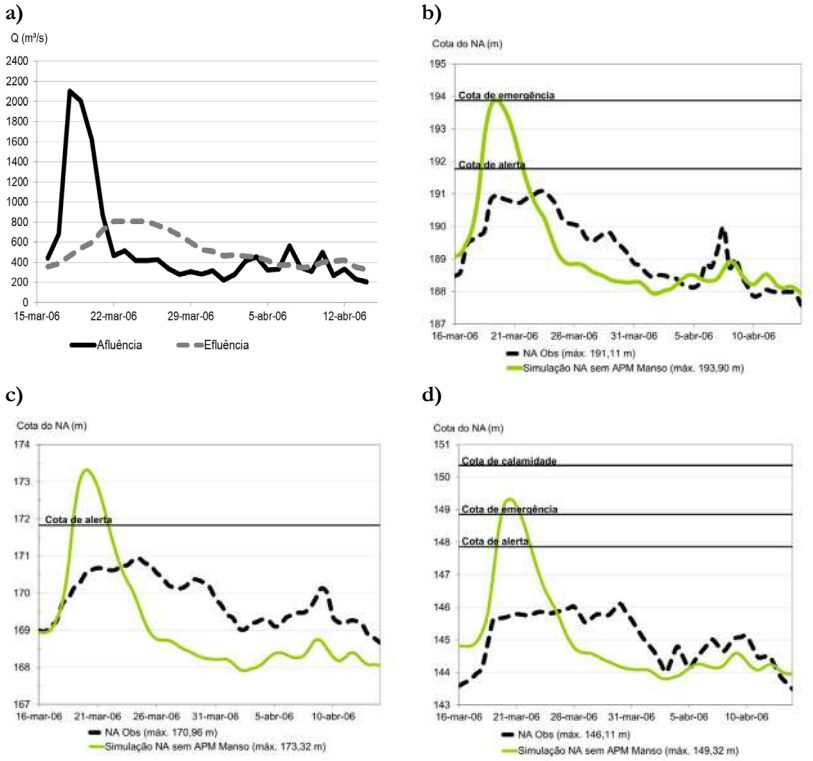
Diferente das duas cheias anteriores, a ocorrência de 2006 foi suficiente para alarmar boa parte das comunidades que habitam a BHC, devido à segurança ter sido condicionada exclusivamente pela pluviosidade na zona intermediária da bacia (DE PAES, 2011 e informações pessoais). Os resultados do amortecimento e das cotas observadas e calculadas para a cheia ID6 estão na Figura 9.

Figura 8. Cheia ID 5: (a) Amortecimento proporcionado pelo reservatório do APM Manso e hidrogramas resultantes em (b) Rosário Oeste, (c) Acorizal e (d) Cuiabá



Nota: Construção do autor

Figura 9. Cheia ID 6: (a) Amortecimento proporcionado pelo reservatório do APM Manso e hidrogramas resultantes em (b) Rosário Oeste, (c) Acorizal e (d) Cuiabá



Nota: Construção do autor

Os níveis de água observados nas seções a jusante não foram muito superiores aos dos anos 2002 e 2004. A comparação do pico afluente ao reservatório, 2.102 m³/s, com a defluência máxima, 808 m³/s, equivalente a 62% daquele valor, permite afirmar que houve substancial amortecimento de vazões propiciado pelo reservatório.

Quanto à simulação hidrodinâmica, os níveis máximos estiveram entre 0,66 m para atingir a cota de alerta em Rosário Oeste e 1,75 m em Cuiabá. Entretanto, os cálculos apontaram que, caso o

APM Manso não existisse, a BHC seria testemunha de uma cheia de grandes proporções. O nível de água máximo do rio alcançaria a cota ortométrica de 193,90 m em Rosário Oeste, 173,32 m em Acorizal e 149,32 m em Cuiabá. Isso significa que nas três cidades o nível de água ultrapassaria a cota de alerta e excederia, ainda, em 0,46 m a cota de emergência em Cuiabá, suficiente para inundar considerável área na zona urbana. Pelos cálculos, caso o APM Manso não existisse, esta seria a sexta maior enchente na capital do Estado desde o início das medições fluviométricas, em 1933.

Na época, representantes públicos foram à imprensa dar instruções sobre como proceder em caso de inundação. A situação configurou verdadeiro teste aos responsáveis pela segurança dos habitantes da bacia, tanto no quesito de mobilização dos entes públicos, que envolveu as três esferas governamentais, quanto da operação do reservatório de Manso.

Conclusões

A apreciação dos resultados indica que o reservatório de Manso tem importante papel na atenuação de enchentes na BH Caté onde foi realizado o presente estudo, no município de Cuiabá, e que muitos prejuízos sociais e econômicos, porém não todos, podem ser evitados em decorrência do seu amortecimento.

Deve ser respeitado o fato de que a obediência às regras operacionais das comportas do reservatório, da forma como realizado neste trabalho, consistiu em bases teóricas (modelo de armazenamento pelo método de Puls), que nem sempre podem ser minuciosamente seguidas em função dos diversos fatores envolvidos. A maior incerteza

na estimativa hidráulico-hidrológica ocorre em função da vasta extensão lateral, apresentada neste trabalho como vazão específica. Sua indeterminação dificulta sobremaneira a avaliação da contribuição intermediária entre a barragem de Manso e a cidade de Cuiabá. Consequentemente, dificulta também a operação do reservatório, se ela tiver por objetivo a regularização de vazões a jusante. Uma solução proposta para eliminar a questão da vazão lateral é a integração de um modelo hidrológico chuva-vazão ao modelo hidrodinâmico, em futuros trabalhos.

Apesar de os centros urbanos terem sido o foco desta pesquisa, existem diversas outras comunidades ao longo da bacia, inclusive na planície do Pantanal, as quais também podem ser atingidas, em maior ou menor escala, pelas inundações. Além disso, mesmo quando registrados níveis de água inferiores à cota de alerta, comumente são relatados casos de inundação em algumas localidades urbanas ou rurais, seja pelo Rio Cuiabá ou pelos afluentes urbanos remansados, especialmente em Cuiabá (SILVA, 2017). Esse fato sugere oportunidade para pesquisas futuras.

Na maioria das simulações hidrodinâmicas, as cheias não teriam alcançado sequer as cotas de segurança estipuladas pela Defesa Civil estadual. Apesar dos resultados apresentados, fica ressaltado que o amortecimento do APM Manso não seria suficiente para eliminar todos os prejuízos advindos da inundação na bacia, como na cheia de 1995.

De maneira sucinta, é possível afirmar que o reservatório de Manso é capaz de reduzir a frequência das cheias extremas. No entanto, essa capacidade é limitada pelo seu volume de espera, sendo que em algumas circunstâncias as inundações se tornam inevitáveis. Como exemplo disso, De Paes e Brandão (2013) apresentaram resultados da

simulação do amortecimento e do escoamento hidrodinâmico na BHC para cheias com períodos de retorno 50, 100, 500, 1.000, 10.000 anos e a vazão máxima provável afluente ao APM Manso. Eles indicaram que a frequência de cheias a atingir os limites de segurança possa ser a cada 50 anos, aproximadamente.

A conclusão geral da presente pesquisa aponta que o amortecimento do reservatório de Manso é capaz de amenizar consideravelmente as cheias nas comunidades a jusante da barragem, pelo menos até o município de Cuiabá, porém, foi constatado que a eficácia é limitada. Em síntese, o que não é racional é esperar que todos os problemas sejam resolvidos unicamente pelo amortecimento proporcionado pela implantação do reservatório do APM Manso ou de outros reservatórios, sem que sejam tomadas outras medidas, sejam elas de cunho estrutural ou de planejamento, que objetivem a ocupação apropriada do solo e a mitigação dos impactos à população.

Cabe advertir que a implantação de outros reservatórios para amortecimento de cheias pode ser prejudicial à Bacia do Rio Cuiabá. No estudo de Zeilhofer e Moura (2009) foi observado que a regularização do reservatório de Manso para a produção energética resultou em alterações substanciais no regime hidrológico de parte do Pantanal. Além disso, Fantin-Cruz et al. (2015) notaram que mesmo pequenos reservatórios podem causar efeitos adversos à região pantaneira.

Em síntese, é extremamente importante que as comunidades influenciadas pelas águas do Rio Cuiabá assumam a responsabilidade sobre a segurança de seus habitantes e, mais que respeitar a lei, respeitem os condicionantes que os corpos hídricos impõem ao meio.

Agradecimentos

O autor agradece às pessoas que colaboraram para a realização das medições topobatimétricas nos rios Manso e Cuiabá, em parceria entre oPPG-RH/UFMT e oPPG-SHS/USP, por meio da PROCAD/CAPES. Ao professor Dr. José Rodolfo Scarati Martins (EPUSP), pela disponibilidade ao software CLiv. Ao professor Dr. João Luiz Boccia Brandão (*in memoriam*), pela orientação e atenção a este trabalho.

Referências

ANA. Agência Nacional de Águas. **HidroWeb:** Sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf >. Acesso em: 10 maio 2010.

BUTLER, S.S. **Engineering Hydrology**. Englewood Cliffs: Ed. Prentice-Hall. 356 p, 1957.

DE PAES, R.P. **Análise da translação da onda de cheia efluente do reservatório da UHE Manso na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso.**158 fls. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos (SP), 2011.

DE PAES, R.P.; BRANDÃO, J.L.B. Evolução da ocupação urbana na planície de inundação da Bacia do Rio Cuiabá. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió. **Anais...** Porto Alegre: Ed. ABRH, 2011, 14p.

DE PAES, R.P.; BRANDÃO, J.L.B. Controle de cheias do reservatório de Manso para cinco períodos de retorno críticos na Bacia do Rio Cuiabá. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves, RS. **Anais...** Porto Alegre: Ed. ABRH, 2013, 8p.

FANTIN-CRUZ, I.; PEDROLLO, O.; GIRARD, P.; ZEILHOFER, P.; HAMILTON, S.K. Effects of a diversion hydropower facility on the hydrological regime of the Correntes River, a tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 531, p. 810-820, 2015.

FCTH – Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica. **CLiv – Software para simulação de escoamentos em condutos livres**: manual do usuário. São Paulo: USP, 109p., 2003.

FURNAS – Furnas Centrais Elétricas S.A. **Aproveitamento Múltiplo Manso.** Memória Técnica. Rio de Janeiro: Furnas, 2002, 975p.

PORTO, R.M. **Hidráulica básica**. 4.ed. São Carlos: EESC/USP, 2006, 519p.

PULS, L.G. Flood Regulation of the Tennessee River. In: **Proceedings**, 70th Congress, st Session, Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office. pt.2. Appendix B, 1928.

SCHARDONG, A; SIMONOVIC, S.P.; GARCIA, J.I.B; PORTO, R.L.L. Comparação de algoritmos evolucionários na calibração de modelo chuva-vazão – SMAP. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recuros Hídricos. Campo Grande, MS. **Anais...** Porto Alegre: Ed. ABRH. 2009, 20p.

SHIRASHI, F.K. **Avaliação dos efeitos da construção da APM Manso no controle das cheias nas áreas urbanas das cidades de Cuiabá e Várzea Grande - MT**. 147 fls. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2003.

SILVA, G.C.O. **Uso de instrumentos da gestão do risco de cheias como ferramenta no planejamento urbano.**278 fls. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro.Rio de Janeiro, 2017.

SILVA, D.L.M.; BRAGA, R.S. Sistema de monitoramento hidrológico durante a fase de enchimento do reservatório do APM Manso. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste.Brasília, DF. **Anais...** 2000. 23p.

ZEILHOFER, P; MOURA, RMP. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: impact analysis and suggestions for mitigation. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 105-117, 2009.

Capítulo 5 -

HISTÓRICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS RIOS EM 22 ANOS DE MONITORAMENTO[1]

Daniela Maimoni de Figueiredo

Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores

Ibraim Fantin-Cruz

Sérgio Batista de Figueiredo

Peter Zeilhofer

Márcia Divina de Oliveira

Paulo Alexandre Jesus Gomes da Silva

Angela Emanuele Casonatto

Introdução

Inúmeras atividades humanas fazem uso da água e do solo nas bacias hidrográficas, causando, geralmente, algum tipo de alteração dos ambientes aquáticos, como mineração, agropecuária, urbanização, consumo doméstico e industrial, diluição de esgotos domésticos industriais, piscicultura, irrigação, geração de energia elétrica, entre outros. Os efeitos mais comuns dessas atividades sobre os rios são contaminação por bactérias patogênicas, metais pesados, agrotóxicos ou derivados de petróleo; eutrofização; acidificação ou alcalinização;

1 Este capítulo contém partes da dissertação de mestrado de Paulo Alexandre Jesus Gomes da Silva (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos - UFMT), financiado pelo projeto Remisa - Rede Centro Oeste (Projeto CNPq nº 564617/2010-5 e Projeto FAPEMAT nº232949/2011).

aumento da turbidez e da concentração de sólidos; proliferação excessiva de algas e/ou plantas aquáticas; alteração na morfologia do leito pelo acúmulo de sedimento ou erosão e alteração da velocidade da água e dos fluxos de sedimento e nutrientes.

Nesse contexto, manter ou recuperar a qualidade da água dos rios visando garantir os usos múltiplos e a integridade dos ecossistemas aquáticos é uma tarefa cada vez mais complexa, que demanda conhecimento científico e uma visão holística da bacia hidrográfica, que inclua os aspectos socioeconômicos, como as relações da qualidade da água com os usos do solo e com a saúde humana, por exemplo.

Esse conhecimento é fundamentalmente obtido medindo-se continuamente as características físicas, químicas e biológicas da água do rio, pois são elas que refletem o que ocorre na bacia hidrográfica. Essa atividade, denominada de monitoramento, que é parte da gestão dos recursos hídricos, permite conhecer a variação natural da qualidade da água e as alterações causadas por atividades humanas na bacia, tanto ao longo do tempo (variação temporal) quanto ao longo do seu perfil longitudinal, das nascentes até a foz (variação espacial).

Existem centenas de características que podem ser medidas na água, sendo inviável e desnecessário medir todas elas. Por isso, é necessário selecionar algumas variáveis físicas, químicas e biológicas que expressem essas características e que mais bem indiquem a qualidade da água e suas variações espaciais e temporais. A seleção deve ser respaldada em critérios técnicos e deve atender aos objetivos do monitoramento, com base em conhecimento prévio das condições naturais do rio e das prováveis alterações causadas pelas atividades humanas instaladas na bacia hidrográfica. Em um trecho de um rio onde o uso da água predominante é diluição de esgoto doméstico, por

exemplo, a escolha das variáveis a serem medidas devem ser aquelas que demonstrem como esse esgoto altera a qualidade natural da água. Num rio onde o uso da água predominante é balneabilidade e recreação, por sua vez, o monitoramento deve demonstrar se a qualidade da água é adequada a esse uso e se não há alguma alteração ao longo do ano que torne a água imprópria em determinado período. Rios que atravessam áreas protegidas, como unidades de conservação, devem apresentar qualidade da água que garanta o equilíbrio e a conservação do ambiente aquático. Em rios com usos múltiplos da água, o monitoramento pode demonstrar não só a adequação da qualidade a esses usos como a ocorrência de possíveis conflitos entre eles, ou seja, demonstrar se um deles altera a qualidade da água de forma a comprometer os outros usos.

Várias normas regulam os usos da água e seus padrões de qualidade, estando em consonância com um dos fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433 de 1997; BRASIL, 1997), qual seja: "a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas"; e com um de seus objetivos: "assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos". Essa política tem cinco instrumentos de gestão das águas, sendo um deles o Sistema de Informações, que tem como um dos objetivos disponibilizar dados de monitoramento da qualidade da água dos rios brasileiros, fundamentais para subsidiar todos os demais instrumentos de gestão: o Plano de Recursos Hídricos ou Plano de Bacia Hidrográfica, o Enquadramento dos corpos d'água em classes de uso preponderante, a Outorga de uso da água (concessão pública ao uso privado por tempo determinado) e a Cobrança pelo uso da água.

Com relação ao enquadramento, a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e estabelece diretrizes técnicas para o seu enquadramento, considerando cinco classes para águas doces superficiais: Especial, 1, 2, 3 e 4. Cada classe é destinada a alguns usos da água e, para tanto, a qualidade da água deve ser adequada a esses usos.

Na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá – BHC, todos os rios, lagoas, canais e reservatórios artificiais, com exceção de alguns córregos urbanos e do trecho urbano do Rio Coxipó, pertencem à classe 2, uma vez que não há enquadramento nessa bacia. Os corpos d'água dessa classe podem ser destinados: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário como natação, esqui aquático e mergulho; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) à aquicultura e atividade de pesca. Para que esses usos sejam garantidos, a qualidade da água deve ser adequada, ou seja, as condições físicas, químicas e biológicas devem atender aos padrões da classe 2. A concentração de oxigênio dissolvido, por exemplo, não pode ser menor do que 5,0 mg/L; a densidade de bactérias coliformes fecais não pode exceder 1.000 NMP/100mL (número mais provável de bactérias em cada 100 mililitros da amostra); a turbidez da água deve ser no máximo de 100 UNT (unidades nefelométricas); a concentração de sólidos dissolvidos, menor do que 500 mg/L, entre outros inúmeros padrões da qualidade da água definidos pela Resolução CONAMA nº 357 para a classe 2 (BRASIL, 2005).

O monitoramento da qualidade da água nessa bacia vem sendo executado de forma sistemática, desde 1995, pelo órgão ambiental e gestor dos recursos hídricos, a Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. Universidades públicas e privadas, empresas de saneamento, organizações não governamentais e potenciais poluidores de grande e médio porte, como indústrias e hidrelétricas, também desenvolvem pesquisas e ações de monitoramentos na BHC, com diferentes propósitos e abordagens.

O monitoramento por empresas de saneamento, públicas ou privadas, objetiva avaliar a qualidade da água do rio no local onde há captação de água para abastecimento público, visando atender ao estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 05 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Essas empresas também devem monitorar os sistemas de tratamento de esgoto doméstico (quando existentes) e o corpo d'água onde ele é lançado, direta ou indiretamente, após o tratamento ou *in natura*, conforme estabelece a Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011).

Os empreendimentos potencialmente poluidores na BHC, principalmente indústrias e hidrelétricas de médio e grande porte, também executam o monitoramento da qualidade da água para atendimento às condicionantes do licenciamento ambiental. Esse monitoramento tem por objetivo avaliar as possíveis alterações que o uso da água, em suas atividades, possa causar nos rios da bacia, seja para a diluição de esgotos ou para a geração de energia.

Com relação ao monitoramento da qualidade da água executado pela SEMA, os primeiros registros disponíveis referem-se ao Rio Coxipó em 1990 e 1992, nos pontos de coleta denominados Balneário Dr. Meirelles e Ponte na Avenida Fernando Corrêa da Costa, que constam

nos anexos do primeiro relatório da qualidade da água publicado pelo órgão (FEMA, 1997). Nessa mesma publicação, foi apresentado o primeiro estudo mais amplo na bacia, desde as nascentes até o Pantanal, em 17 pontos de coleta na bacia, sendo um no Rio Manso, 13 no Rio Cuiabá e três no Rio Coxipó (entre cinco e oito amostragens em cada ponto) executadas de maio de 1995 a julho de 1996. A análise dos resultados desse trabalho pioneiro foi detalhada no primeiro volume deste livro da Bacia do Rio Cuiabá, que também apresenta um histórico dos demais estudos de qualidade da água na bacia entre 1997 e 2004 (FIGUEIREDO, 2009), incluindo o relatório publicado pela SEMA referente ao monitoramento entre os anos de 2003-2004 e os estudos desenvolvidos pelas universidades nesse período.

Tanto o órgão ambiental quanto as universidades continuam desenvolvendo o monitoramento da qualidade da água dos principais rios da BHC, às vezes com propósitos distintos, mas sempre gerando conhecimentos importantes sobre esses ambientes aquáticos. Especificamente em relação à academia, a Universidade Federal de Mato Grosso concentra a maioria dos trabalhos, que são desenvolvidos tanto por alunos e professores de graduação quanto de pós-graduação, cujos resultados se encontram em publicações científicas e/ou nos acervos de teses e dissertações. Quanto ao órgão ambiental, os resultados do monitoramento da BHC encontram-se publicados no *site* da instituição para o período compreendido entre 2003 e 2017.

Considerando o exposto, o presente capítulo tem por objetivo analisar a variação espacial e temporal da qualidade da água dos principais rios da Bacia do Rio Cuiabá, reunindo, consolidando e integrando os dados disponíveis pela SEMA e UFMT, que executam o monitoramento nessa bacia desde 1995 até 2017, adotando uma visão

da bacia hidrográfica e de suas relações com a qualidade da água. Para tanto, este capítulo é apresentado em quatro partes: a) integração e avaliação da qualidade da água no Rio Cuiabá, entre 1995 e 1996 e entre 2003 e 2017; b) integração e avaliação da qualidade da água do Rio Coxipó na área urbana, entre 1995 e 1996 e entre 2010 e 2017; c) avaliação da qualidade da água de toda a Bacia do Rio Coxipó – BCX, exceto área urbana, entre 2013 e 2014; d) análise dos efeitos da formação do reservatório do APM Manso na qualidade da água do Rio Cuiabá.

Parte 1: Qualidade da água no Rio Cuiabá

Fonte dos dados

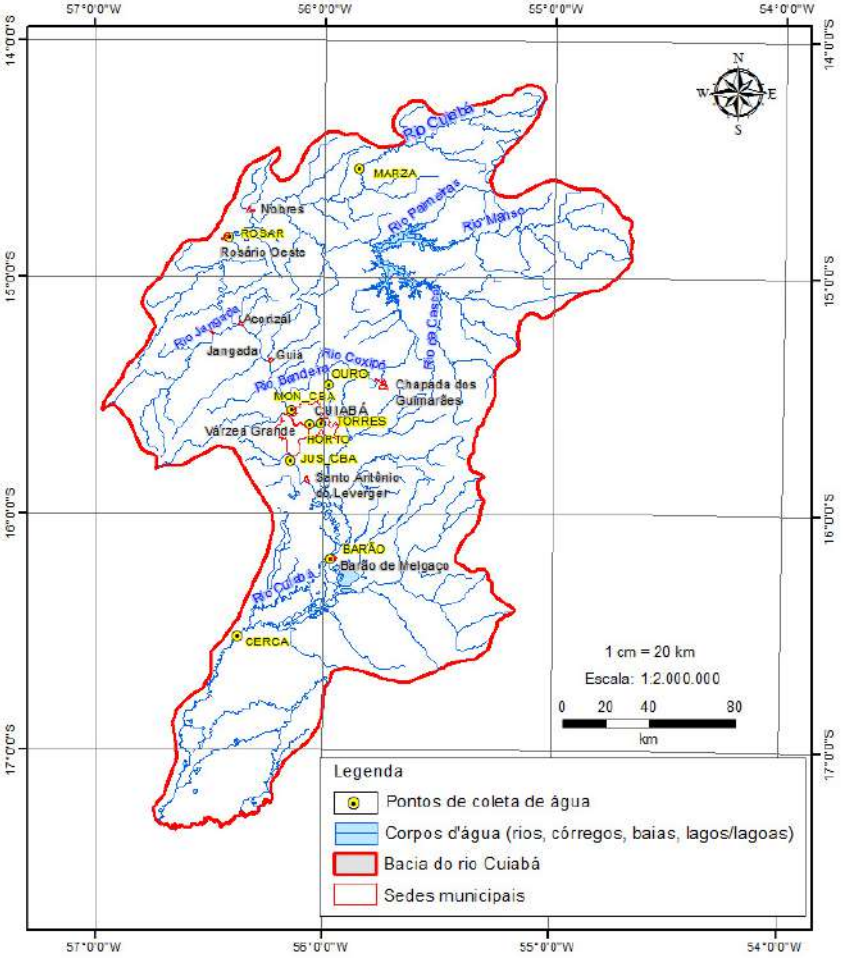
Como a base de dados disponível é extensa (SEMA, 2018), optou-se neste capítulo por selecionar seis pontos dentre os 13 comumente monitorados por essa instituição, que são os que mais bem representam as condições da bacia e os diferentes trechos do Rio Cuiabá. Esses pontos também foram monitorados entre 1995 e 1996 (Tabela 1; Figura 1), quando foram desenvolvidos os primeiros estudos sistemáticos em toda a bacia. Depois de 2003, os dados foram disponibilizados pela SEMA nos relatórios digitais de fácil acesso público (SEMA, 2018). Dados mais antigos estão disponibilizados apenas no Sistema Hidroweb da ANA, que é complexo e, em alguns casos, não apresenta o dado real, pois muitos registros abaixo do limite de detecção são reportados nesse sistema como sendo o valor obtido, não correspondendo, nesses casos, ao resultado mais próximo da realidade.

Tabela 1. Descrição dos pontos de coleta de água na Bacia do Rio Cuiabá monitorados pela SEMA-MT entre 2003 e 2017 (Rio Cuiabá) e entre 2010 e 2017 (Rio Coxipó), com o código do ponto, coordenadas geográficas, município e descrição do local

Código do ponto de coleta	Coordenadas geográficas	Nome do rio	Município	Descrição do local
MARZA	14°32'31,33" S - 55°50'50,5" W	Cuiabazinho	Nobres	A montante do encontro com o Rio Manso, na ponte do Marzagão
ROSAR	14°49'58,19" S - 56°24'51,00" W	Cuiabá	Rosário Oeste	Na ponte em Rosário Oeste, na MT 010
MON_CBA	15°33'53,52" S - 56°8'29,83" W	Cuiabá	Cuiabá	A montante da área urbana de Cuiabá-Várzea Grande, na localidade de Passagem da Conceição
JUS_CBA	15°46'51,03" S - 56°8'34,59" W	Cuiabá	Cuiabá	A jusante da área urbana de Cuiabá-Várzea Grande e da foz do Córrego dos Cocais
BARÃO	16°11'43,19" S - 55°58'7,27" W	Cuiabá	Barão de Melgaço	A jusante da cidade de Barão de Melgaço, no Pantanal Mato-grossense
CERCA	16°31'13,17" S - 56°22'31,91" W	Cuiabá	Poconé	A jusante da localidade de Porto Cercado, no Pantanal Mato-grossense
OURO	15°27'29,1" S - 55°58'41,8" W	Coxipó	Cuiabá	A montante da localidade do Coxipó do Ouro
TORRES	15°37'09,0" S - 56°00'47,5" W	Coxipó	Cuiabá	Na ponte da Avenida das Torres, área urbana de Cuiabá
HORTO	15°37'30,8" S - 56°03'34,4" W	Coxipó	Cuiabá	Na ponte da Avenida Fernando Corrêa, próximo ao Horto Florestal, área urbana de Cuiabá

Nota: Construção dos autores

Figura 1. Mapa hidrográfico da Bacia do Rio Cuiabá com a localização das estações de coleta de água



Nota: Construção dos autores e Eliane Salete Sartor Cavalheiro

Dentre as muitas variáveis do monitoramento, foram selecionadas as 10 que mais bem representam as condições naturais e antrópicas da BHC para este estudo e suas oscilações espaciais e

temporais, bem como as que possuem menos lacunas de dados ao longo do tempo e nos locais de coleta, quais sejam: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, cor verdadeira, turbidez, sólidos totais, demanda química de oxigênio– DQO, oxigênio dissolvido– OD, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total e *Escherichia coli*.

Os métodos de coleta e análise do órgão ambiental estão descritos em CETESB (2011) e APHA; AWWA; WEF (1998; 2005; 2012).

Os dados desses parâmetros foram agrupados em um conjunto de anos, compondo seis grupos no Rio Cuiabá: 1995-1996; 2003 a 2005; 2006 a 2008; 2009 a 2011; 2012 a 2014 e 2015 a 2017. Para a análise dos dados, foi adotada estatística descritiva, com cálculo das medianas das 10 variáveis selecionadas para cada ponto de coleta, nas épocas de chuva e estiagem. A BHC está inserida numa região com clima sazonal quanto à precipitação, que por sua vez influencia o regime hidrológico dos rios, sendo assim, os meses de maio a outubro foram tratados como estiagem e de novembro a abril como chuva, conforme adotado na maioria dos estudos na bacia e também para as partes 2 e 3 deste capítulo.

Os resultados foram apresentados em gráficos de variação espaço-temporal para cada variável analisada e comparados com os padrões da Resolução CONAMA nº 357 para rios de classe 2 (BRASIL, 2005), na qual se enquadra o Rio Cuiabá, para as variáveis em que essa legislação define padrões máximos, mínimos ou intervalos permitidos. Para manter a mesma escala e garantir distinção entre as medianas em todos os gráficos, alguns valores acima do máximo da escala foram inseridos como números. Os resultados que foram menores do que o limite de detecção do método de análise adotado, para efeito de cálculo

da mediana e de construção dos gráficos, foi considerado o valor desse limite de detecção. O método adotado para medir a turbidez, por exemplo, detecta somente valores acima de 2 UNT, por isso, resultados menores do que esse, expressos como <2 UNT, foram considerados como sendo iguais a 2 UNT. Vale mencionar ainda que os gráficos de *Escherichia coli* foram elaborados em escala logarítmica.

Considerando que o monitoramento executado pela SEMA é uma rede de tendências, a análise dos parâmetros isolados nem sempre aponta para melhora ou piora da qualidade da água a longo prazo. No entanto, quando se avaliam as interações entre os parâmetros por meio de índices, algumas tendências ficam mais explícitas. Com isso, foi adotado no presente estudo – assim como vem sendo adotado pela SEMA em seus relatórios de monitoramento – o Índice de Qualidade da Água – IQA, criado em 1970 nos Estados Unidos pela *National Sanitation Foundation*, que a partir de 1975 começou a ser utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. Outros estados brasileiros também adotam esse índice, que hoje é o mais utilizado no país, inclusive pela Agência Nacional das Águas – ANA nas avaliações anuais do Relatório de Conjuntura de Recursos Hídricos, para comparação entre os milhares de pontos espalhados pelo Brasil em redes de monitoramento da qualidade da água em operação, como é o caso de Mato Grosso.

O IQA representa uma integração ponderada de diversas variáveis (parâmetros analisados) em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade e indicando a relativa qualidade da água em pontos geográficos. Permite a facilidade de comunicação com o público não técnico, promovendo um bom

entendimento entre a população leiga e as pessoas que gerenciam os recursos hídricos.

Esse índice é usado como acessório na interpretação de dados, auxiliando na avaliação dos resultados, e representa a qualidade da água numa escala numérica, pois fornece um meio de julgar a efetividade de medidas de controle ambiental, podendo dar uma idéia geral da tendência de evolução da qualidade ao longo do tempo, além de permitir uma comparação entre diferentes corpos hídricos e também o comportamento do mesmo corpo hídrico em diferentes períodos.

O IQA é calculado pelo produto ponderado da qualidade da água correspondente aos nove parâmetros com a seguinte fórmula:

$$\mathrm{IQA} = \prod_{i=1}^{n} q_i^{w_i}$$

Sendo: IQA – Índice de Qualidade da Água, um número entre 0 e 100; qi - qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida; wi – peso correspondente do i-ésimo parâmetro, um nº entre 0 e 1, atribuído em função de sua importância para a conformação global da qualidade, portanto:

$$\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$$

Em que: n = número de parâmetros que entram no cálculo.

A qualidade da água, indicada pelo IQA, numa escala de 0 a 100, pode ser classificada para fins de abastecimento público, segundo a graduação apresentada na Tabela2. Neste capítulo, foram calculados os IQAs médios anuais para cada ponto de coleta, entre 2007 e 2017, tanto no Rio Cuiabá quanto no trecho urbano do Rio Coxipó.

Tabela 2. Faixa de variação para avaliação do Índice de Qualidade da Água

Classificação	Faixa de Variação
ÓTIMA	$91 < IQA \leq 100$
BOA	$71 < IQA \leq 90$
REGULAR	$51 < IQA \leq 70$
RUIM	$26 < IQA \leq 50$
PÉSSIMA	$0 < IQA \leq 25$

Fonte: SEMA, 2018.

Nos resultados da variação espacial e temporal da qualidade da água em seis locais de coleta no Rio Cuiabá, entre 1995 e 2017 (Figura 2), observou-se que algumas variáveis foram boas indicadoras das oscilações anuais e outras das oscilações espaciais, como será apresentado adiante. A comparação dos resultados com os padrões da legislação permitiu uma avaliação quanto ao atendimento ou violações a esses padrões no Rio Cuiabá, considerando seu enquadramento como rio de classe 2.

Variações temporais

Com relação às variações ao longo dos períodos hidrológicos do ano (chuva e estiagem), observou-se, nos diferentes conjuntos de

anos, que as medianas do pH (exceto entre 1995 e 1996), condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (exceto na estação CERCA) foram maiores na estiagem do que no período chuvoso. Por outro lado, cor verdadeira (exceto em 1995-96), turbidez e sólidos totais foram maiores no período chuvoso. O aumento do pH e da condutividade na estiagem ocorre devido ao aumento da concentração de íons e sais em função da redução do volume da água dos rios nessa época do ano. Esta redução favorece ainda o aumento no atrito da água com o leito do rio (rochas, desníveis), aumentando a sua oxigenação por aeração. O menor aporte de material oxidável na época da estiagem por escoamento superficial, cuja decomposição demanda oxigênio da água, também favorece maior disponibilidade de oxigênio nessa época do ano. Na época de chuva, o escoamento da bacia transporta ao Rio Cuiabá várias substâncias orgânicas e inorgânicas, de origem natural ou antrópica, que alteram os valores de cor, turbidez e concentração de sólidos na água e consomem oxigênio no meio aquático.

A tendência sazonal dessas variáveis tem suas causas relacionadas, portanto, ao regime hidrológico dos rios, que por sua vez é condicionado pelo regime de chuvas, como reportado desde os primeiros estudos realizados no Rio Cuiabá, conforme o histórico detalhado no primeiro livro sobre a BHC (FIGUEIREDO, 2009), bem como em estudos recentes (FIGUEIREDO, 2012; BARRETO, 2013).

Além desses estudos referentes às variáveis citadas, vale destacar o trabalho inédito de Abreu (2016) sobre a dinâmica do carbono orgânico total – COT na BHC, demonstrando as variações temporais e espaciais, inclusive as influências da planície de inundação. A autora observou que a concentração do COT na Bacia do Rio Cuiabá aumenta no sentido montante-jusante, tendo seu maior valor na planície de

inundação e no início das chuvas. Além da redução do pH e aumento da alcalinidade, o COT também esteve associado à ocorrência do fenômeno da *decoada*, característico do funcionamento geomorfológico e hidroecológico do Pantanal, que implica na alteração da cor da água (cor de chá preto), no odor, na elevação da condutividade elétrica, da concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e da demanda bioquímica de oxigênio, com redução de OD, que pode muitas vezes levar à mortandade natural de peixes (CALHEIROS; FERREIRA, 1997; CALHEIROS; HAMILTON, 1998).

Morais et al. (2017) também estudaram o carbono orgânico (fração dissolvida) na porção baixa da BHC (Pantanal), comparando com os biomas Cerrado e Amazônia Mato-grossense e com diferentes usos do solo ao longo do ano. Esse estudo corroborou os resultados reportados por Abreu (2016), demonstrando que no Pantanal há acúmulo de carbono no solo na época da estiagem, antes de ser transferido para os corpos de água por meio do escoamento superficial, explicando a ocorrência de uma média maior de COT nesse bioma durante a estação chuvosa. A concentração de carbono diferiu entre locais e biomas estudados pelos autores, bem como entre os períodos hidrológicos do ano, sendo que a média mais alta foi registrada no bioma Pantanal.

A análise dos cinco conjuntos de anos agrupados neste estudo indicaram variações plurianuais para algumas variáveis, mais evidentes na época de chuva, quais sejam: i) elevados valores de cor entre 2003 e 2005 em todos os pontos de coleta; ii) redução do oxigênio em todos os pontos de coleta entre 2012 e 2014, exceto BARÃO; iii) aumento dos sólidos totais entre MON_CBA e CERCA; iv) aumento do fósforo total em todos os pontos entre 2015 e 2017. De maneira geral, houve

tendência de aumento da cor na época de chuva ao longo dos anos, especialmente entre 2003 e 2005 e a partir de 2009 e aumento da DQO também nessa época do ano, mesmo considerando que o limite de quantificação do método de análise adotado aumentou a partir de 2009 (de 2,0 para 20 mg/L).

Na estiagem, houve tendência de aumento do nitrogênio amoniacal a partir do triênio 2006-2008, mesmo considerando o aumento no limite de detecção do método a partir de 2009. Observou-se ainda a ocorrência das seguintes variações plurianuais da qualidade da água: i) aumento da temperatura da água no triênio 2009-2011, que também ocorreu discretamente na época de chuva; ii) maiores valores de cor entre 2003 e 2005 em todos os pontos (exceto MARZA), e tendência de aumento a partir de 2006; iii) tendência de aumento da turbidez a partir de 2016; iv) tendência a redução do oxigênio; iv) discreto aumento dos sólidos totais no triênio 2006-08, mais nítido em MARZA, e diminuição nos anos posteriores; v) aumento do fósforo total em todos os pontos no triênio 2015-2017 (ou aumento a partir de 2012) (exceto em relação a BARÃO e CERCA em 1995-1996).

As oscilações plurianuais podem estar relacionadas ao regime de chuvas na bacia, que pode alterar a maioria das variáveis mencionadas. A quantidade de chuvas ao longo do ano não é distribuída de forma uniforme entre os anos. Os meses de transição (maio e outubro) podem ser chuvosos ou não e a ocorrência de chuva no momento das coletas e a intensidade e quantidade de chuvas em um determinado ano em relação aos outros podem ser fatores que influenciaram nas oscilações das medianas em cada época do ano ao longo dos anos. Das variáveis analisadas, o aumento do fósforo nas épocas de chuva e estiagem no triênio 2015-2017, o aumento da cor a partir de 2003 e do nitrogênio

amoniacal a partir de 2006 podem ter relação direta com mudanças e/ou intensificações no uso daterra ou da água na bacia, uma vez que deteriorações de outras variáveis entre dois triênios não se mantiveram nos anos seguintes.

Variações espaciais

As variações espaciais da qualidade da água na BHC foram analisadas mais detalhadamente em dois estudos com ferramentas de análises multivariadas (FIGUEIREDO, 1996; LIMA, 2013). Em ambos os estudos, que tiveram pontos de coleta similares entre si e com o presente trabalho, foram constatados padrões semelhantes quanto à identificação de quatro trechos distintos no Rio Cuiabá, caracterizadas pelas seguintes condições:

a) Cuiabazinho, antes da confluência com o Rio Manso, representado no presente estudo pela estação MARZA, devido principalmente à elevada condutividade e pH que refletem as condições geológicas da área de captação da região das cabeceiras, onde ocorrem rochas sedimentares ricas em carbonatos de cálcio e magnésio.

b) Após a foz no Manso (ROSAR) até a Passagem da Conceição (MON_CBA), a montante da área urbana de Cuiabá, o rio não recebe afluentes importantes e mantém condições similares quanto ao pH na chuva e estiagem, cor, turbidez e sólidos totais na estiagem, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e fósforo total nas duas épocas do ano.

c) Trecho a jusante da área urbana, sob influência dos usos da água para a diluição de efluentes domésticos e de fontes difusas (lixo, escoamento superficial) da Região Metropolitana de Cuiabá, representado no presente estudo pela estação JUS_CBA. Esta é caracterizada principalmente pela elevada densidade das bactérias *Escherichia coli*, importantes indicadoras da contaminação da água por esses efluentes. O uso da água para a diluição de esgoto dessas duas áreas urbanas ocorre de forma brusca, causando descontinuidade no rio a partir da área urbana. Observou-se também um aumento da condutividade elétrica na época de chuva entre 2006 e 2011 e entre 2015 e 2017, quando a tendência é de redução dessa variável nos demais trechos, e redução do oxigênio na estiagem entre 2012 e 2014, quando há aumento nos demais trechos do rio.

d) Trecho do Rio Cuiabá no Pantanal Mato-grossense, representado aqui pelas estações BARÃO e CERCA, onde há conexão do rio com lagoas marginais na época da chuva, chamadas de *baias*, por meio de canais de ligação (*corixos*), e com a própria planície de inundação no seu entorno. Esse trecho é caracterizado no presente estudo pelo pH menor, principalmente na época da chuva em CERCA, por se tratar de um ambiente heterotrófico em que os processos de decomposição são elevados e, com isso, tendem a reduzir o pH da água. Abreu (2016) observou que além do pH há diminuição da alcalinidade e aumento na concentração de carbono orgânico e CO_2 livre em relação aos trechos a montante. Essas condições, aliadas à redução da velocidade da água do rio na época de chuva, implicaram na redução do oxigênio dissolvido em CERCA nessa época do ano, como observado no presente estudo por Lima (2013) e por Abreu (2016).

Figueiredo (2012) aponta uma divisão espacial no Rio Cuiabá distinta da mencionada para a porção baixa do rio, sendo um trecho que compreende as estações JUS_CBA e BARÃO e o outro a estação CERCA. O apontamento é que a estação CERCA já se localiza no interior da planície alagável e, portanto, possui características que a diferem das demais estações a montante, principalmente no tocante à concentração de oxigênio dissolvido. Entre as estações JUS_CBA e BARÃO ocorre o fenômeno de autodepuração, que diminui a carga orgânica presente na água durante o trajeto até Barão de Melgaço, local em que as concentrações de nutrientes já se encontram significativamente reduzidas.

Essas divisões espaciais, no entanto, não são contraditórias, pois dependem do detalhamento e enfoque dos trabalhos, sendo que todas demonstram que o Rio Cuiabá tem características distintas da nascente à foz, que dependem de fatores naturais e antrópicos. Essa heterogeneidade espacial da qualidade da água é fundamental para respaldar a gestão dos recursos hídricos na bacia como um todo, no que se refere especialmente à outorga de usos da água, ao enquadramento e ao plano da bacia.

Atendimento aos padrões da legislação

A Resolução nº 357/2005 do CONAMA estabelece um padrão de qualidade da água para rios de classe 2, como é o caso do Cuiabá, com base em inúmeras variáveis que podem ser medidas na água (BRASIL, 2005). Com relação às medianas das variáveis analisadas no presente estudo que apresentam padrões definidos por essa legislação, constatou-se o seguinte:

pH

Todos os resultados estiveram dentro dos limites mínimo (6,0) e máximo (9,0) definidos por essa Resolução, mesmo no trecho sob influência dos efluentes e resíduos da área urbana. Essa variável tem característica conservadora, ou seja, tende a se manter pouco alterada frente a fatores de possível alteração das demais variáveis.

Cor verdadeira

O limite de cor (75 mgPt/L) foi extrapolado em todas as seis estações de coleta na época de chuva entre os anos de 2003 e 2005, com resultados medianos de 100 mgPt/L em todas as estações de coleta, exceto em MON_CBA e CERCA, cujos resultados foram de 85 e 80 mgPt/L, respectivamente. Em todos os demais pontos de coleta e conjunto de anos, essa variável manteve-se abaixo do limite máximo, exceto em CERCA em 1995-1996, com resultado de 145,5 mgPt/L na estiagem.

Turbidez

Todas as medianas apresentaram valores menores do que o limite máximo para essa variável (100 UNT). Em MARZA na época de chuva, entre 2015 e 2017, o resultado foi igual a esse limite e entre 2009 e 2011 foi de 95,3 UNT, sendo esses os valores mais elevados registrados na bacia. Essa alteração na turbidez pode estar relacionada à supressão da vegetação em alguns locais a montante desse ponto. Isso pode ser um indicativo do aumento da poluição difusa na bacia, pois os

gráficos apontam o incremento da turbidez, principalmente nos meses chuvosos.

Oxigênio dissolvido

Concentrações acima do limite mínimo definido pela legislação do CONAMA (5,0 mg/L) foram observadas em quase todos os pontos de coleta no Rio Cuiabá ao longo dos anos de monitoramento, indicando condições de oxigenação satisfatórias à manutenção da biota aquática. As exceções ocorreram nas épocas de chuva em CERCA, na planície de inundação, devido às características naturais dessa parte da bacia, como mencionado anteriormente. Além disso, em outros pontos da bacia o oxigênio apresentou concentração levemente abaixo do limite mínimo, como registrado em MARZA e ROSAR na época de chuva de 2012 a 2014 e em JUS_CBA na estiagem desses mesmos anos. Supõe-se que nesses casos as alterações têm influência de atividades humanas na bacia, especialmente a jusante da área urbana de Cuiabá-Várzea Grande, onde a redução do oxigênio deve-se ao lançamento de efluentes domésticos. Segundo Von Sperling (2005), o lançamento de efluentes na água por meio da ação antrópica altera a dinâmica do oxigênio, podendo ocorrer, até certo limite, o processo de recuperação das condições naturais de oxigênio dissolvido na água com a autodepuração, que é um mecanismo essencialmente natural que ocorre nos corpos d'água, restabelecendo o equilíbrio do meio aquático. Esse mecanismo é favorecido no Rio Cuiabá, no trecho da área urbana e a jusante, pela presença de afloramentos rochosos no leito, que aumentam a aeração de contato.

Nitrogênio amoniacal e nitrato

Todos os resultados das medianas nos seis pontos de coleta ao longo dos anos de monitoramento foram bem menores do que os limites máximos definidos na legislação para esses nutrientes. Esses resultados são similares aos observados nos estudos desenvolvidos anteriormente no Rio Cuiabá. Esses compostos nitrogenados estão presentes em trechos conservados de rios, em concentrações baixas, mas podem aumentar por despejos diretos e indiretos de resíduos de atividades humanas, especialmente efluentes domésticos e industriais, como é caso da BHC. Com isso, constatou-se que no ponto a jusante da área urbana (JUS_CBA), principalmente na estiagem, as concentrações de nitrogênio amoniacal foram, em geral, as mais elevadas ao longo desse rio (exceto entre 2015 e 2017, que foi igual a MARZA). Por outro lado, os teores de nitrato foram maiores nos pontos localizados na planície de inundação (BARÃO e CERCA), indicando que a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrato vem ocorrendo no Rio Cuiabá entre a jusante da área urbana até o Pantanal. Possivelmente, os resíduos e efluentes da área urbana estão contribuindo com o aumento da concentração de compostos nitrogenados na planície de inundação, especialmente em Barão de Melgaço (BARÃO). Os compostos de nitrogênio, na forma orgânica ou de amônia, referem-se à poluição recente e próxima, enquanto que nitrito e nitrato à poluição mais remota (VON SPERLING, 2005), corroborando o observado no Rio Cuiabá entre a área urbana e a planície de inundação, especificamente com relação ao nitrato na estiagem, e com a divisão espacial proposta por Figueiredo (2012), mencionada anteriormente.

Fósforo total

Na época de chuva, essa variável apresentou mais concentrações em desconformidade com o padrão da legislação (0,1 mg/L) do que na estiagem em todos os anos de monitoramento. Nos anos de 1995-1996 e 2015-2017, as concentrações de fósforo estiveram acima desse limite em quase todas as estações de coleta, tanto na cheia como na estiagem. Entre 2003 e 2014, as concentrações de fósforo foram menores, muito próximo ou abaixo do limite estabelecido pela legislação em quase todos os pontos de coleta, tanto na época de chuva como na estiagem. Mesmo em áreas a montante da cidade de Cuiabá, estações MARZA e MON-CBA, observou-se a ocorrência de altos valores de fósforo, principalmente no período chuvoso. Silva (2007) realizou um estudo avaliando a influência das pisciculturas instaladas na bacia sobre a qualidade da água do Rio Cuiabá, especialmente próximo à área urbana, onde se concentram muitos desses criadouros, e encontrou tendência de aumento do fósforo devido a essa atividade.

De acordo com os dados cedidos pela SEMA-MT (Coordenadoria de Geotecnologia, informação pessoal), existem atualmente na BHC 316 pisciculturas licenciadas por esse órgão, a grande maioria de micro e pequenas empresas, sendo 73 localizadas em Santo Antônio de Leverger, 61 em Cuiabá, 60 em Nossa Senhora do Livramento, 43 em Várzea Grande, 37 em Chapada dos Guimarães e 42 nos demais municípios da bacia. Nesse sentido, é muito provável que, além dos efluentes domésticos não tratados provenientes dessa área urbana, o resíduo gerado nas pisciculturas também deva ser considerado como potencial fator de alteração da concentração de fósforo no Rio Cuiabá, mesmo apresentando menor poder de alteração

da qualidade da água do Rio Cuiabá, considerando seu volume em relação aos resíduos da área urbana.

Escherichia coli

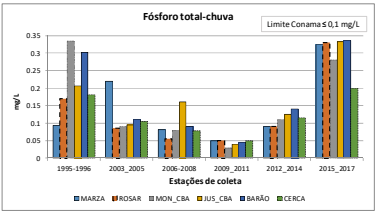
As bactérias do grupo coliformes incluem microrganismos de vida livre da água e do solo e as *E. coli*, que são exclusivamente de origem fecal e, portanto, importantes indicadoras da contaminação da água por esgotos domésticos. Ao longo dos anos de monitoramento na estação a jusante da área urbana (JUS_CBA), a densidade dessas bactérias foi sempre acima ou próxima ao limite máximo de 1.000 NMP/100 mL para rios de classe 2, implicando em conflito com os demais usos múltiplos da água previstos para essa classe, especialmente balneabilidade, que é um uso da água importante para a cidade de Santo Antônio de Leverger, localizada a jusante desse ponto.

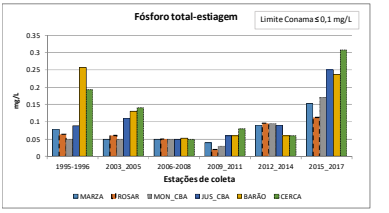
Desde 1995, o órgão ambiental publica anualmente, a partir de pesquisa de avaliação da balneabilidade das praias fluviais no Rio Cuiabá, quais são os locais utilizados para banho na área urbana de Cuiabá e Várzea Grande que são considerados *impróprios* para esse fim. A pesquisa é feita segundo a metodologia especificada na Resolução CONAMA nº 274/2000 (BRASIL, 2000). Foram constatadas elevadas densidades das *E. coli* na Comunidade São Gonçalo e Bonsucesso, a jusante da área urbana de Cuiabá, com valores acima de 25.000 NMP/100 mL na época de chuva. No ponto de coleta JUS_CBA, SEMA (2016) destaca que as *E. coli* apresentaram valores acima de 1.000 NMP/100mL em sete meses consecutivos de monitoramento, envolvendo os períodos de estiagem e chuva entre 2012 e 2014. Há alguns anos, outros locais no Rio Cuiabá usados para balneabilidade,

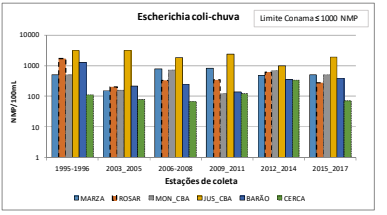
como a Praia de Santo Antônio de Leverger, também ficaram com classificação *imprópria*, mas houve melhora nas condições e na última avaliação ocorrida em 2017 o local foi considerado *próprio* para banho.

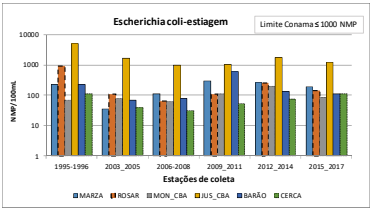
Figura 2. Variação espacial e temporal da mediana das variáveis da qualidade da água em seis estações de coleta no Rio Cuiabá, nas épocas de chuva e estiagem, entre 1995 e 2017

continua









Nota: Construção dos autores

Parte 2: Qualidade da água do Rio Coxipó na área urbana

Fonte dos dados

No Rio Coxipó, na porção baixa que está sob influência da área urbana de Cuiabá, foram monitorados três pontos de coleta entre 1995 e 1996 e entre 2010 e 2017 (Tabela 1). As estações monitoradas pela SEMA no Rio Coxipó começaram a operar efetivamente em 2010, por isso os dados foram disponibilizados a partir dessa data (SEMA, 2018).

Os parâmetros da qualidade da água, os métodos de coleta e análise de água e de tratamento dos dados utilizados nos pontos do Rio Coxipó são os mesmos adotados no Rio Cuiabá (Parte 1), incluindo o IQA. Além disso, foram feitos os seguintes agrupamentos, para cálculo das medianas das épocas de chuva (novembro-abril) e estiagem (maio-outubro), conforme os anos de monitoramento: 1995-1996; 2010-2011; 2012-2014 e 2015-2017.

Para os três pontos na parte baixa do Rio Coxipó (Tabela 1), além do cálculo da mediana para os anos de monitoramento e da comparação com a Resolução CONAMA nº. 357 para rios de classe 2 (estação OURO), foram avaliados os resultados obtidos a partir de 2015, comparando-os com os padrões das classes 3 e 4 do enquadramento provisório do trecho urbano desse rio, nas quais se enquadram os pontos TORRES e HORTO, respectivamente, conforme a Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CEHIDRO nº 68/2014 (MATO GROSSO, 2014). Nos demais pontos de coleta (Tabela 2), das nascentes até os limites do Parque Nacional de Chapada dos Guimarães,

bem como no ponto OURO, os resultados foram comparados com os padrões da classe 2.

Os resultados da variação espacial e temporal da qualidade da água, no monitoramento realizado pela SEMA no trecho urbano do Rio Coxipó (TORRES e HORTO), assim como no ponto a montante (OURO), encontram-se na Figura 3 e são analisados a seguir.

Variação espacial

A qualidade da água no ponto situado na localidade do Coxipó do Ouro, a montante da área urbana de Cuiabá (OURO), apresentou condições distintas e melhores em relação às demais estações de coleta situadas na área urbana (TORRES e HORTO), como esperado. Essa condição foi indicada, de maneira geral, pelos baixos resultados de temperatura da água, condutividade elétrica, cor (exceto 2012-2014), turbidez, sólidos totais e *Escherichia coli* e elevados valores de oxigênio dissolvido. Nesse local, o Rio Coxipó recebe água da parte média e alta da bacia, onde os usos do solo e da água são restritos, uma vez que a maior parte da bacia encontra-se no Parque Nacional ou na Área de Proteção Ambiental de Chapada dos Guimarães. Essas unidades de conservação são fundamentais para garantir água com qualidade para a área rural e urbana de Cuiabá.

As alterações da qualidade da água nos pontos TORRES e HORTO em comparação com OURO, com algumas exceções, foram indicadas pelas maiores medianas de cor, turbidez, sólidos totais, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total e *E. coli* e menores de oxigênio dissolvido em relação ao Coxipó do Ouro. A alteração desses parâmetros está relacionada com o lançamento de esgoto doméstico e

com o escoamento dos resíduos da área urbana de Cuiabá. Cor, turbidez e sólidos totais indicam a presença de partículas orgânicas e inorgânicas na água. Os nutrientes nitrogenados e fosfatados podem ainda ter origem nos processos erosivos da bacia a montante, considerando a concentração levemente alterada também na estação OURO.

As bactérias do grupo coliformes, indicadoras da presença de fezes humanas na água, tiveram resultados muito elevados na área urbana, demonstrando a contaminação do rio nesse trecho devido ao lançamento dos esgotos domésticos da cidade de Cuiabá, também constatado por Silvino (2008), Figueiredo (2009), Alves (2009) e Silveira et. al (2010).

Na zona rural da BCX, foram mapeadas 153 captações de água no Rio Coxipó, localizadas no trecho a jusante do limite do Parque Nacional a montante da área urbana de Cuiabá, cuja água é destinada principalmente a consumo humano em pequenas propriedades rurais e chácaras de lazer e na atividade de piscicultura (GOMES-SILVA, 2015). Os rios dessa bacia são também usados para balneabilidade, pesca, irrigação em agricultura de subsistência, turismo e conservação da biota aquática. No trecho urbano do Coxipó, esse autor identificou sete captações de água e 22 lançamentos de esgoto tratado e *in natura* no rio, sendo que uma dessas captações de água é para o abastecimento público, situada no início da área urbana (Estação de Tratamento de Água do Tijucal), que, após tratamento, é distribuída para cerca 180.000 habitantes nos bairros do entorno.

A importância socioambiental do Rio Coxipó indica que é fundamental a manutenção da qualidade de sua água a montante da área urbana de Cuiabá, pois isso assegura a redução nos custos do tratamento para o abastecimento público, menores riscos à saúde da população e

prevenção da escassez qualitativa, ou seja, garante segurança hídrica aos moradores da bacia, tanto da zona rural quanto urbana. Além disso, se o Rio Coxipó já estivesse com a qualidade da água degradada em sua porção alta e média, a diluição dos esgotos domésticos na área urbana de Cuiabá acumularia os efeitos de montante, piorando a qualidade atual e, por conseguinte, do Rio Cuiabá, comprometendo mais ainda os usos múltiplos da água.

Variação temporal

Analisando a qualidade da água entre os períodos de chuva e estiagem, observa-se que na estação OURO os parâmetros não apresentaram uma nítida variação temporal ao longo do ano, exceto a cor e a turbidez, que foram levemente maiores na época de chuva em todos os anos monitorados. Isso se deve à entrada difusa de sedimento da bacia a montante, provinda da erosão natural do leito e do solo e de processos erosivos resultantes da retirada da mata ciliar em alguns trechos do rio, como observado por Gomes-Silva (2015).

Nas estações TORRES e HORTO, a diferença entre as épocas do ano em todos os anos monitorados não ficou evidenciada, exceto para turbidez que foi menor na estiagem. Por outro lado, observa-se em HORTO ao longo dos anos, de 1995 a 2017, uma tendência de aumento da cor e da DQO na época de chuva, da condutividade elétrica, do nitrato e do fósforo total na estiagem e na chuva e do nitrogênio amoniacal na estiagem. Essas alterações denotam aumento na entrada de poluentes da área urbana no Rio Coxipó nos últimos anos, que varia ao longo do ano devido a dois fatores. O primeiro refere-se ao aporte ao rio na época da chuva de compostos orgânicos e inorgânicos,

sedimentos, óleos e nutrientes, que se refletem na alteração da cor, na demanda química de oxigênio – DQO, na concentração de íons e de nutrientes nitrogenados e fosfatados. Esses compostos provêm do escoamento superficial do solo urbano com a água da chuva, incluindo áreas impermeabilizadas com cimento e asfalto, além do esgoto que é continuamente lançado, por meio de poluição difusa ou pontual em rede pluvial ou de esgoto. O outro fator também tem relação com a continuidade do lançamento de esgoto doméstico na estiagem, aliado à redução do volume de água do rio nessa época do ano, resultando no aumento da concentração de íons e nutrientes (formas nitrogenadas e fósforo), mesmo com redução do escoamento superficial devido à escassez de chuvas.

Atendimento aos padrões da legislação

A comparação com os padrões da Resolução CONAMA 357/2005 foi feita para os padrões da classe 2 nos três pontos da parte baixa do Rio Coxipó até 2015 e, partir desse ano, os pontos TORRES e HORTO foram comparados com os padrões das classes 3 e 4, respectivamente, conforme o enquadramento provisório, como citado anteriormente.

pH

As medianas dessa variável, mesmo com o enquadramento provisório, atenderam à legislação vigente em todo o período avaliado (1995-2017), mantendo-se próximo à neutralidade e sem um padrão

de variação espacial e temporal definido, inclusive em pontos com interferência de esgoto doméstico.

Cor verdadeira e turbidez

Em todos os anos de monitoramento (1996-2017) e nos três pontos monitorados, independentemente do período sazonal e do enquadramento provisório, a cor verdadeira e a turbidez (exceto turbidez em HORTO em 1995-1996; 103 UNT) atenderam ao limite máximo da legislação para rios de classe 2, 75 mg Pt/L e 100 UNT, respectivamente.

Oxigênio dissolvido

Em todos os pontos amostrais, exceto em TORRES e HORTO entre os anos de 2012 e 2014, na época de chuva, as concentrações de oxigênio dissolvido atenderam ao limite mínimo estabelecido pela legislação e ao necessário à biota aquática (5,0 mg/L). Os resultados menores do que a concentração mínima exigida estão relacionados com o uso da água para a diluição de efluentes domésticos, cuja matéria orgânica consome oxigênio do meio aquático, no processo de decomposição, acima da capacidade de oxigenação do ambiente. Vale mencionar que o ponto TORRES encontra-se muito próximo ao Córrego Castelhano, corpo d'água muito poluído em cuja área de drenagem, segundo Silvino (2008), vivem 14% da população da BCX e onde há a contribuição do lançamento intermitente da água proveniente de lavagem de filtros da Estação de Tratamento de Água do Tijucal. Pode-se observar que os elevados resultados de condutividade

elétrica, DQO, resíduos totais, amônia e *E. coli* para o mesmo período e ponto amostral corroboram os resultados de oxigênio para esse local. Já em relação à estação HORTO, pode-se afirmar que a redução da concentração de OD é resultante do aporte de material oxidável, tanto de partículas orgânicas como inorgânicas, que se encontram em alta concentração em efluentes domésticos e resíduos da poluição difusa da área urbana de Cuiabá. Mesmo considerando essas alterações, os resultados abaixo do limite para rios de classe 2 foram pontuais, inclusive nos pontos enquadrados como classe 3 e 4.

Fósforo total

Nos anos de 1995-1996 em TORRES e HORTO, independentemente do período sazonal, os resultados medianos de fósforo total foram acima do limite legal (0,1 mg/L). Entre 2010 e 2011, apenas em HORTO a concentração foi superior a esse limite nas duas épocas do ano. Entre 2012 e 2014 o limite foi excedido na época de chuva em TORRES e HORTO e na estiagem em HORTO. Entre 2015 e 2017, nas estações OURO e TORRES, o limite da classe 2 e 3 (0,15 mg/L), respectivamente, foi levemente excedido nas duas épocas do ano. Já em HORTO, entre 2015 e 2017, mesmo considerando o aumento expressivo de fósforo em ambas as épocas do ano, não houve violação do padrão da legislação, tendo em vista que nesse trecho o Rio Coxipó enquadra-se, provisoriamente, em classe 4, que não apresenta limite para esse nutriente. Ao que tudo indica, o enquadramento nessa classe favoreceu o aumento na concentração de fósforo, que foi a mais elevada em todo o período monitorado.

Ressalta-se que o aumento nos resultados de fósforo nas épocas de chuva e de estiagem em OURO, entre 2015 e 2017, mesmo que levemente acima do limite da legislação, pode indicar tendência de alteração da qualidade da água a montante, relacionada possivelmente à ocupação do solo e uso da água na bacia, corroborado pela densidade de *E. coli*.

Nitrogênio amoniacal e nitrato

Os resultados dessas formas nitrogenadas estiveram abaixo dos limites máximos da legislação em todos os anos monitorados nas três estações de coleta.

Escherichia coli

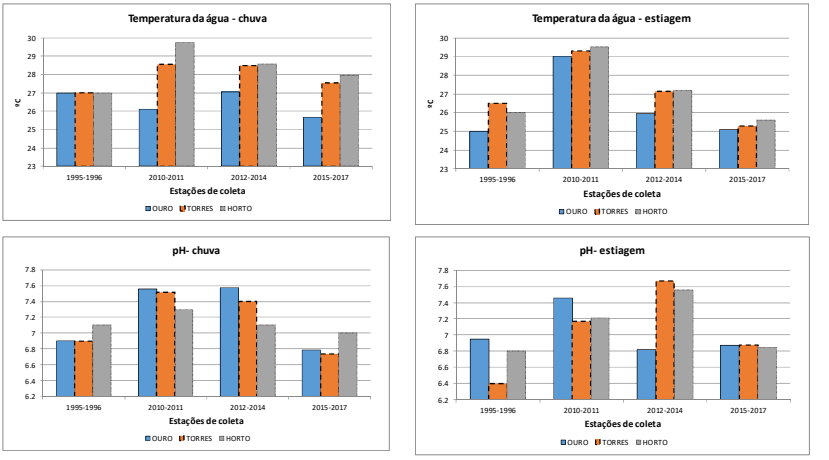
De maneira geral, os maiores resultados para coliformes ocorreram no período de chuvas em todos os anos monitorados, exceto na estiagem em TORRES (2010-2011 e 2012-2014) e em HORTO (2012-2014).

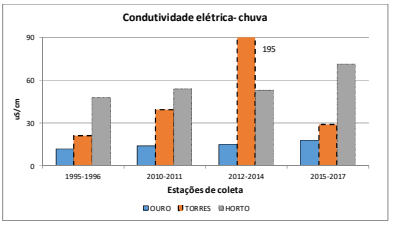
A densidade de *E. coli* foi, comumente, muito menor e abaixo do limite máximo da legislação em OURO (< 1.000 NMP/100mL), exceto entre 2012 e 2014 na estiagem e entre 2015 e 2017 na época das chuvas, cujos resultados foram levemente acima desse limite (1274 e 1145 NMP/100mL, respectivamente). Como mencionado anteriormente, essa alteração pode indicar uma tendência de redução da qualidade da água a montante e, portanto, implica a necessidade de uma avaliação

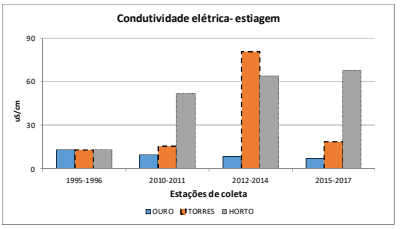
detalhada de fontes de poluição difusa e pontual, visando garantir água com qualidade até o início da área urbana.

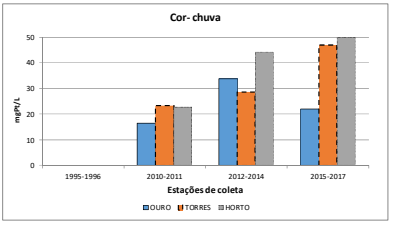
A concentração dessa bactéria foi expressivamente alta nos pontos localizados na área urbana em todos os anos monitorados, não atendendo ao padrão legal para a classe 2, exceto em TORRES na estiagem entre 1995 e 1996. Considerando o enquadramento provisório, no final de 2014, em classe 3 do trecho do Rio Coxipó onde se localiza essa estação de coleta, cujo limite para *E. coli* é de 4.000 NMP/100mL, o resultado mediano atendeu a esse padrão na época de chuva entre 2015 e 2017, mas não na época de estiagem (6.488 NMP/100mL). Como a classe 4, na qual foi enquadrado o trecho do rio representado pela estação HORTO, não possui limite máximo aceitável para as *E. coli*, os resultados elevados observados não implicam em violação da legislação.

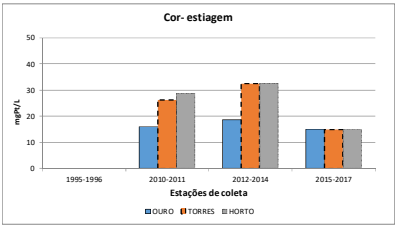
Figura 3. Variação espacial e temporal da mediana das variáveis da qualidade da água em três estações de coleta no Rio Coxipó, nas épocas de chuva e estiagem, entre 1995 e 2017

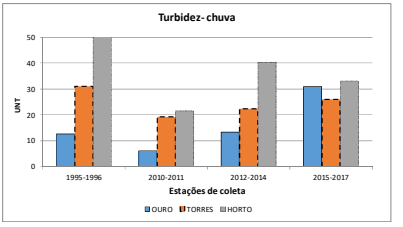


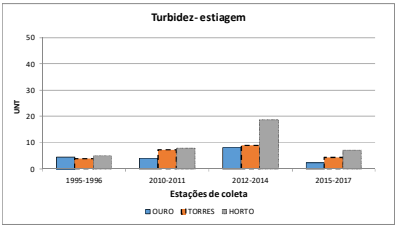

Condutividade elétrica- chuva
uS/cm
90
60
30
0
195
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

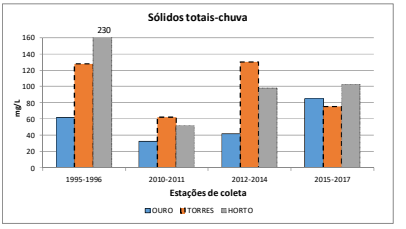

Condutividade elétrica- estiagem
uS/cm
90
60
30
0
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

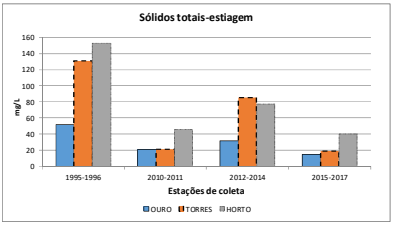

Cor- chuva
mgPt/L
50
40
30
20
10
0
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

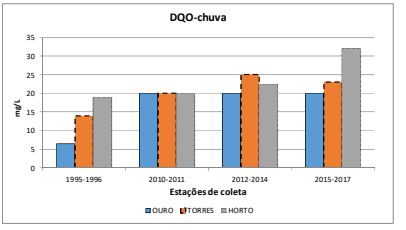

Cor- estiagem
mgPt/L
50
40
30
20
10
0
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

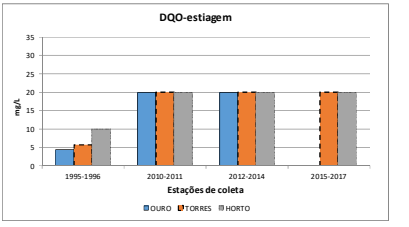

Turbidez- chuva
UNT
50
40
30
20
10
0
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

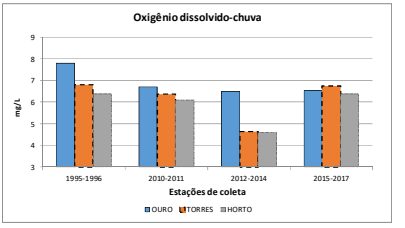

Turbidez- estiagem
UNT
50
40
30
20
10
0
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

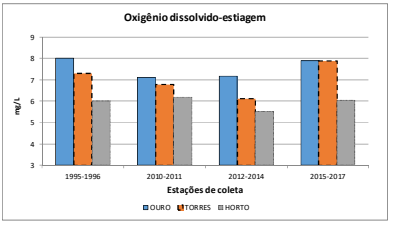

Sólidos totais-chuva
mg/L
160
140
120
100
80
60
40
20
0
230
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO


Sólidos totais-estiagem
mg/L
160
140
120
100
80
60
40
20
0
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

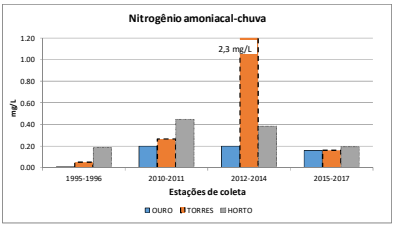

DQO-chuva
mg/L
35
30
25
20
15
10
5
0
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

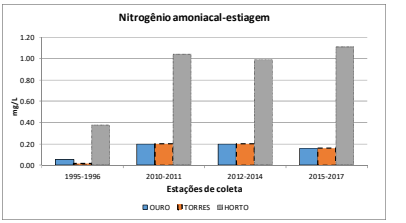

DQO-estiagem
mg/L
35
30
25
20
15
10
5
0
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

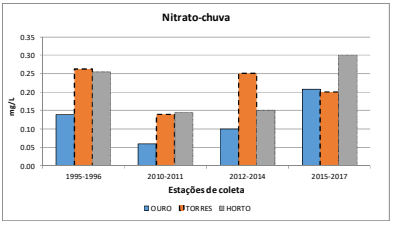

Oxigênio dissolvido-chuva
mg/L
9
8
7
6
5
4
3
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

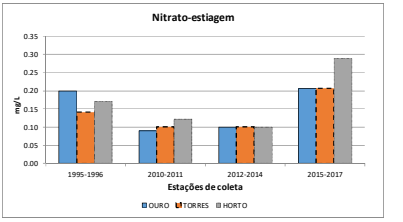

Oxigênio dissolvido-estiagem
mg/L
9
8
7
6
5
4
3
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO TORRES HORTO

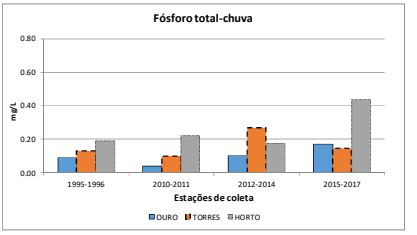
continua

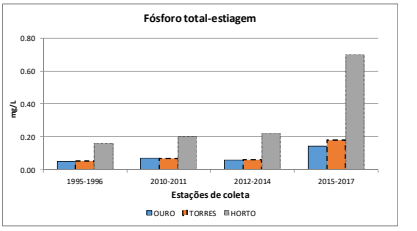

Nitrogênio amoniacal-chuva
2,3 mg/L
mg/L
1.20
1.00
0.80
0.60
0.40
0.20
0.00
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO
TORRES
HORTO

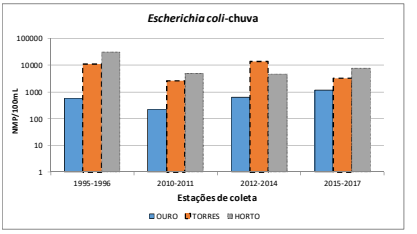

Nitrogênio amoniacal-estiagem
mg/L
1.20
1.00
0.80
0.60
0.40
0.20
0.00
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO
TORRES
HORTO

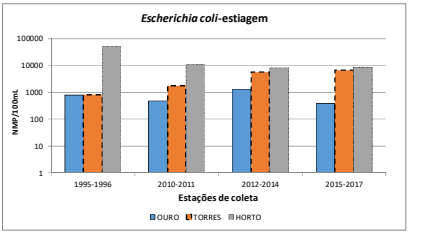

Nitrato-chuva
mg/L
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO
TORRES
HORTO


Nitrato-estiagem
mg/L
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO
TORRES
HORTO


Fósforo total-chuva
mg/L
0.80
0.60
0.40
0.20
0.00
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO
TORRES
HORTO


Fósforo total-estiagem
mg/L
0.80
0.60
0.40
0.20
0.00
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO
TORRES
HORTO


Escherichia coli-chuva
NMP/100mL
100000
10000
1000
100
10
1
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO
TORRES
HORTO


Escherichia coli-estiagem
NMP/100mL
100000
10000
1000
100
10
1
1995-1996
2010-2011
2012-2014
2015-2017
Estações de coleta
OURO
TORRES
HORTO

Índice da qualidade da água dos rios Cuiabá e Coxipó

Os resultados do IQA, calculados entre 2007 e 2017 (Tabela 3) indicam que há uma tendência de degradação da qualidade da água dos rios Cuiabá e Coxipó. Os principais parâmetros que têm influenciado o cálculo do IQA nessas estações são oxigênio dissolvido, *Escherichia coli*, turdidez e fósforo total. Conforme apontado pela análise temporal, fósforo e turbidez apontam para incrementos significativos em algumas estações, principalmente entre 2012 e 2014. No entanto, a alteração significativa de outros parâmetros, em conjunto com esses, tem demonstrado uma tendência de piora na qualidade da água na bacia como um todo, com diminuição generalizada nos valores de IQA. É importante notar que nas estações de coleta a jusante da área urbana de Cuiabá e Várzea Grande não foram registrados, desde 2012, valores de IQA médio acima de 71, sugerindo uma tendência de agravo da intensidade da poluição do Rio Cuiabá, em virtude do lançamento de efluentes sem tratamento e do aporte de resíduos sólidos na bacia, associados a processos de desmatamento de áreas de preservação permanente (matas ciliares e nascentes). Com relação às estações a montante, algumas apresentaram o índice BOA no ano de 2015, mas estão sob escrutínio para se observar se a tendência de piora se confirma ou se haverá mais um ciclo com melhora significativa na qualidade da água.

O Rio Coxipó, ao adentrar a área urbana de Cuiabá, possui um grau de degradação significativo na qualidade da água. Alguns pontos apresentaram classificação RUIM nos anos de 2013 e 2014. Desde então, nenhuma dessas estações voltou a apresentar a classificação BOA no IQA. Na estação OURO, o aumento do fósforo e das *E. coli* a partir de 2012, como mencionado anteriormente, implicou na redução do IQA.

Nota: Construção dos autores

Esses resultados indicam que há um processo importante de degradação da qualidade da água em curso e que alguns usos da água tendem a ficar comprometidos em virtude dessa alteração. Há alguns anos, o trecho do Rio Cuiabá que percorre a área urbana não apresenta condições de uso da água para fins de recreação de contato primário (balneabilidade), tanto nessa área urbana quanto a jusante, como já mencionado.

Os resultados recentes do IQA apontam que o processo de tratamento de água para o abastecimento público pode se tornar cada vez mais dispendioso, devido à piora na qualidade da água. Diversos municípios localizados nas margens do Rio Cuiabá captam água desse rio para abastecimento público. Em Barão de Melgaço, por exemplo, problemas com o tratamento da água para o abastecimento da população são causados principalmente pela poluição provinda de montante, principalmente com as primeiras chuvas na bacia (informações pessoais). Além disso, 30% da água que abastece a cidade de Cuiabá provêm do Rio Coxipó. Em suma, os efluentes domésticos, gerados no consumo de água pela população, são os principais responsáveis pela degradação da qualidade da água usada para abastecer essa mesma população. Com isso, dois conflitos de uso da água são nítidos na bacia: diluição de efluentes x balneabilidade e diluição de efluentes x abastecimento público.

Tabela 3. Resultados do cálculo do Índice da Qualidade da Água nos Rios Cuiabá (MARZA-CERCA) e Coxipó (OURO-HORTO), entre 2007 e 2017

Código do ponto	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
MARZA	Regular	Boa	Regular	Regular	Regular	Boa	Regular	Regular	Boa	Regular	Regular
ROSA	Boa	Boa	Boa	Regular	Boa	Boa	Regular	Regular	Boa	Regular	Regular
MON_CBA	Regular	Boa	Boa	Boa	Regular	Boa	Regular	Regular	Boa	Regular	Regular
JUS_CBA	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular
BARÃO	Boa	Boa	Boa	Regular	Regular	Boa	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
CERCA	Boa	Boa	Boa	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
OURO				Boa	Boa	Boa	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
TORRES				Boa	Regular	Regular	Ruim	Ruim	Regular	Regular	Regular
HORTO				Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular

Nota: Construção dos autores

Parte 3: Qualidade da água da Bacia do Rio Coxipó (a montante da área urbana)

Fonte dos dados

Nesta parte do capítulo, foi considerado o estudo realizado por Gomes-Silva(2015) na Bacia do Rio Coxipó, que monitorou, por um ano, seis pontos de coleta, compreendendo a região das nascentes até a jusante do limite do Parque Nacional de Chapada dos Guimarães, sendo o primeiro trabalho que incluiu nas análises vários córregos dessa sub-bacia.

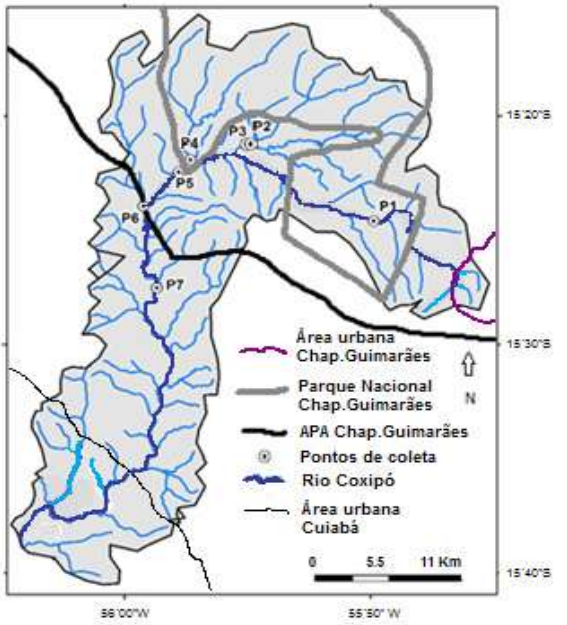
Foram feitas quatro amostragens ao longo de um ano, compreendendo o auge da época de chuva (março/2014), época de estiagem (agosto/2013 e junho/2014) e o início das chuvas (outubro/2013), em seis estações de coleta nas partes alta e média da bacia, sendo dois pontos no Rio Coxipó (P1 e P5) e quatro nos principais afluentes (P2-P4 e P6). No caso dos afluentes, as amostras foram coletadas próximas à foz, tendo em vista a pequena extensão dos mesmos e pelo fato de que suas nascentes estão localizadas em áreas relativamente conservadas, dentro do Parque Nacional de Chapada dos Guimarães – PNCG ou da Área de Proteção Ambiental de Chapada dos Guimarães, ou seja, são restritos os usos da água e do solo que possam alterar a qualidade da água a montante do local amostrado (Tabela 4; Figura 4).

Tabela 4. Descrição dos pontos de coleta de água das partes alta e média da Bacia do Rio Coxipó monitorados entre 2013 e 2014, com o código do ponto, descrição do local e coordenadas geográficas

Pontos Amostrais	Coordenadas Geográficas*
P1 – Rio Coxipózinho (Véu de Noiva).	55º 49' 55" W , 15º 24' 33"
P2 – Rio Claro (antes da confluência com P3).	55º 54' 52" W, 15º 21' 13" S
P3 – Rio Paciência (antes da confluência com P2).	55º 54' 52" W, 15º 21' 13" S
P4 – Rio Mutuca (Limite PNCG).	55º 57' 21" W, 15º 21' 52" S
P5 – Rio Coxipó (Limite PNCG).	55º 57' 50" W, 15º 22' 25" S
P6 – Rio dos Peixes (antes da confluência).	55º 59' 14" W, 15º 23' 54" S

Nota: Construção dos autores

Figura 4. Bacia do Rio Coxipó, com a localização das estações de coleta e limites aproximado das unidades de conservação e da área urbana de Chapada dos Guimarães



Nota: Construção dos autores

Os resultados da qualidade da água em seis pontos de coleta das partes alta e média da BCX, entre 2013 e 2014, são apresentados na Tabela 5 para cada época do ano, chuva e estiagem.

Variação espacial

A estação de coleta P1, próxima à nascente, apresentou os menores resultados de temperatura da água em ambas as épocas do ano, devido ao sombreamento de quase todo o canal do rio (que é estreito no local)e à elevada altitude nesse ponto e na porção a montante em relação aos demais pontos. Tarifa (2011) menciona que as menores temperaturas de Mato Grosso são registradas nos topos dos chapadões, como de Chapada dos Guimarães, onde se agregam climas mesotérmicos ou tropicais de altitude, com temperaturas médias anuais de 22-23ºC, sendo que nos contatos desses relevos com as partes baixas as temperaturas médias são de 23-24ºC e nas depressões e baixadas, como a Cuiabana, a média anual é de 25 e 26ºC.

O ponto de coleta P1 está situado no PNCG, a montante da queda d'água Véu de Noiva, um importante atrativo turístico dessa unidade de conservação – UC, e representa o ponto mais próximo das nascentes, cuja maioria está localizada na área urbana de Chapada dos Guimarães, onde essas drenagens vêm recebendo parte do escoamento superficial. Isso resultou nos resultados alterados de fósforo total e *E. coli* na época da chuva, acima dos limites da legislação, e de turbidez, cor, sólidos totais e condutividade mais elevados nessa mesma época do ano em relação ao P5, o ponto no Rio Coxipó localizado a jusante do PNCG. Apesar de discreta, a alteração desses parâmetros indica um potencial conflito entre diluição de resíduos urbanos difusos e conservação do ecossistema

aquático na unidade de conservação, além de conflito com o uso da água para balneabilidade, atividade que predomina no PNCG.

Nos rios Claro (P2), Paciência (P3) e Mutuca (P4), importantes afluentes do Rio Coxipó, a qualidade da água indicou o bom estado de conservação das áreas de drenagem, com semelhança em ambas as épocas do ano, denotado pela tendência de pH levemente ácido, baixos resultados de condutividade elétrica, DQO (exceto em P4 na estiagem), turbidez, cor, nitrato, nitrogênio amoniacal, sólidos totais e bactérias *E. coli* (exceto em P2 na época de chuva) e elevada concentração de OD. Por outro lado, constatou-se discreta alteração do fósforo nas duas épocas do ano (exceto em P2e P3 na estiagem). Esses resultados denotam a importância do PNCG na conservação da qualidade da água e, por conseguinte, da segurança hídrica da bacia.

Na sub-bacia do Rio dos Peixes (P6), a área de drenagem não está situada no PNCG e sim na APA Estadual de Chapada dos Guimarães (Figura 2), onde as condições geológicas predominantes são do Grupo Cuiabá, formado por rochas antigas e intemperizadas e solos pobres e litólicos, distintos da influência arenítica das demais sub-bacias (SALOMÃO et al., 2009) e com maior ocupação do solo, onde predominam pastagens em pequenas propriedades rurais. Essas condições influenciaram os resultados mais elevados de condutividade elétrica, pH, cor e turbidez (exceto em relação a P1) nesse rio em relação aos demais afluentes do Coxipó.

Variação temporal

A temperatura da água nos seis pontos de coleta apresentou resultados nitidamente menores na estiagem em relação à época de

chuva. Na estiagem, especialmente entre junho e agosto, ocorre o máximo resfriamento noturno e matinal, por outro lado, os maiores valores observados das mínimas ocorrem entre dezembro e fevereiro, quando há maior radiação solar incidente (TARIFA, 2011).

O pH, o oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, a DQO e o nitrato não apresentaram uma nítida variação temporal em todos os pontos de coleta, mas o pH foi menor na estiagem em P2, P3 e P4, provavelmente devido ao afloramento do lençol subterrâneo das *veredas* que abastecem esses rios, principalmente nessa época do ano, com águas ácidas e ferruginosas. *Veredas* são áreas permanentemente úmidas típicas do bioma Cerrado, cobertas por vegetação gramíneo-herbáceas, localizadas em depressões abertas, rasas e alongadas, com vertentes suaves e fundos planos, que funcionam como bacias coletoras das águas absorvidas pelos platôs adjacentes (GUIMARÃES et al., 2002 apud CUNHA et al., 2014). A ocorrência desses ambientes está condicionada ao afloramento do lençol freático decorrente, entre outros fatores, da alternância de camadas do solo de permeabilidade diferente (RIBEIRO; WATER, 1998 apud CUNHA et al., 2014), formando nascentes que são continuamente abastecidas por essas águas. Na época de chuva ocorre a mistura com águas do escoamento da bacia, diluindo a influência da água subterrânea, o que pode ter favorecido o aumento do pH nessa época do ano, principalmente nos pontos P2-P5.

Observou-se ainda maior condutividade elétrica na época de chuva em P1 e P6, cujo escoamento das áreas de drenagem a montante contribui com o aumento de íons para os rios Coxipó e dos Peixes.

Houve tendência de maiores resultados de cor, fósforo total (exceto em P4 – Rio Mutuca), nitrogênio amoniacal, sólidos totais (exceto em P4)e *Escherichia coli* (exceto em P4) na época de chuva em

relação à estiagem em todos os pontos de coleta. Nessa época do ano aumenta a conexão dos rios com os ambientes terrestres da bacia de drenagem, cujo escoamento da água da chuva em áreas com vegetação natural ou antropizada favorece o aporte de sedimento, nutrientes e bactérias aos rios. Porém, esse aporte é maior nas áreas antropizadas do que nas conservadas, tendo em vista os resultados da maioria dos parâmetros nos rios que nascem e têm a maior parte de sua bacia no PNCG. Isso ficou evidenciado, de maneira geral, pela melhor qualidade da água nos pontos P2 (exceto *E. coli* na época de chuva), P3, P4 e P5 em relação aos demais.

Atendimento aos padrões da legislação

A comparação com os padrões da Resolução CONAMA nº 357/2005 foi feita para os padrões da classe 2, na qual se enquadram as porções alta e média do Rio Coxipó e seus principais afluentes.

pH

Nos rios monitorados na BCX, houve tendência de leve acidez da água, com pH menor do que o limite mínimo da legislação (6,0) em P2, P3 e P4 na época de estiagem. Esses resultados, no entanto, refletem as condições naturais desses rios já mencionadas, ou seja, não têm relação com atividades antrópicas.

Cor verdadeira e turbidez

Em todos os seis pontos monitorados, independentemente do período sazonal, esses parâmetros foram menores do que seus limites

máximos definidos na legislação para rios de classe 2, 75 mg Pt/L e 100 UNT, respectivamente.

Oxigênio dissolvido

Em todos os pontos amostrais, as concentrações de oxigênio dissolvido foram relativamente altas e acima do mínimo estabelecido pela legislação e necessário à biota aquática (5,0 mg/L).

Fósforo total

Esse parâmetro foi o que mais apresentou violações ao limite máximo da legislação na BCX entre 2012 e 2014. Em todos os pontos na época de chuva e em P4-P6 na estiagem, as concentrações do fósforo foram acima de 0,1 mg/L. Essa condição tem relação tanto com o escoamento natural da bacia de drenagem, que aumenta com as chuvas, quanto com o uso e ocupação do solo, mas não foi possível separar o grau de influência de cada fator.

Nitrogênio amoniacal e nitrato

Os resultados dessas formas nitrogenadas estiveram abaixo dos limites máximos da legislação em todos os anos monitorados nas seis estações de coleta.

Escherichia coli

A densidade dessas bactérias violou o padrão da legislação em P1 na época da chuva, devido ao lançamento dos resíduos da área

urbana de Chapada dos Guimarães a montante desse ponto. E em P2, também nessa época, provavelmente devido aos resíduos de balneários localizados a montante.

Tabela 5. Resultados da qualidade da água nas partes alta e média da Bacia do Rio Coxipó, nas épocas de chuva e estiagem, entre agosto de 2013 e junho de 2014.Valores em negrito não atendem ao padrão de rios de classe 2

Parâmetro	Unidade	Época do ano	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Temperatura	ºC	Estiagem	17,5	24,2	23,6	22,5	22,4	22,6
		Chuva	22,0	26,0	25,9	27,0	27,5	27,8
Oxigênio dissolv.	mg/L	Estiagem	7,6	7,6	7,8	7,3	7,6	6,9
		Chuva	7,4	8,0	7,7	7,4	7,5	7,1
pH	-	Estiagem	6,0	**5,9**	**5,9**	**5,4**	6,0	6,7
		Chuva	6,0	6,3	6,2	6,0	6,7	6,8
DQO	mg/L	Estiagem	2,9	1,0	1,0	14,5	1,5	3,0
		Chuva	1,0	4,5	1,0	3,0	5,0	2,5
Fósforo total	mg/L	Estiagem	0,05	0,05	0,07	0,10	**0,19**	**0,16**
		Chuva	**0,25**	**0,21**	**0,43**	**0,12**	**0,24**	**0,23**
Turbidez	UNT	Estiagem	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	3,5
		Chuva	9,5	3,5	2,0	2,0	3,0	7,5
Condut.elétrica	uS/cm	Estiagem	16,6	6,2	3,9	3,5	2,3	15,5
		Chuva	17,2	3,3	3,3	2,0	5,9	32,3
Nitrato	mg/L	Estiagem	0,64	0,03	0,04	0,06	0,05	0,10
		Chuva	0,41	0,04	0,04	0,10	0,05	0,12
N.amoniacal	mg/L	Estiagem	0,04	0,02	0,03	0,03	0,09	0,04
		Chuva	0,10	0,06	0,04	0,05	0,11	0,36
Sólidos totais	mg/L	Estiagem	51	21	21	41	6	6
		Chuva	67	44	38	18	38	46
E. coli	NMP/100mL	Estiagem	577	91	103	414	196	156
		Chuva	**1286**	**3487**	212	217	645	798

Legenda: P1=Rio Coxipozinho (Véu de Noiva); P2=Rio Claro, antes da confluência com P3–Rio Coxipó; P3=Rio Paciência, antes da confluência com P2; P4=Rio Mutuca, limite do Parque Nacional de Chapada dos Guimarães; P5=Rio Coxipó, limite do PNCG; P6=Rio dos Peixes, antes da confluência com o Rio Coxipó

Nota: Construção dos autores

Parte 4: Análise dos efeitos da formação do reservatório do APM Manso na qualidade da água do Rio Cuiabá

Para este estudo, foram analisadas cinco estações de coleta, sendo que somente a estação 3 não foi abordada na Parte 1 deste capítulo, quais sejam: 1-Marzagão (ponto referência, que não sofre influência do APM Manso); 2-Rosário Oeste; 3-Acorizal; 4-Passagem da Conceição e 5-Porto Cercado (Figura 1, exceto Acorizal). Os parâmetros avaliados foram: alcalinidade total; condutividade elétrica; demanda bioquímica de oxigênio – DBO; demanda química de oxigênio – DQO; fósforo total; nitrogênio amoniacal; nitrogênio Kjeldahl; nitritos; nitratos; oxigênio dissolvido – OD; ortofosfato total; potencial hidrogeniônico – pH; sólidos totais e turbidez. Os métodos de coleta e análises de água são os mesmos mencionados na Parte 1 (item 2.1.).

O levantamento dos dados foi efetuado por meiode pesquisas em *sites* como Hidroweb (Agência Nacional das Águas) e nos relatórios de monitoramento de qualidade da água apresentados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA (2018), cujos dados compreendem o período anterior ao enchimento (1995-2000) e após o enchimento (2001-2014) do reservatório do APM Manso. Em seguida, iniciou-se a etapa da caracterização estatística, em que foram obtidos a mediana, o primeiro quartil e o terceiro quartil de cada parâmetro envolvido, antes e após a construção da barragem. Para os parâmetros que apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método, adotou-se o valor do limite como representativo.

O efeito da formação do reservatório do APM Manso foi analisado pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, a um nível de significância de 5%. A magnitude da alteração de cada parâmetro foi

calculada pela diferença entre os valores das medianas obtidas *antes* e *depois* da formação do reservatório, dividido pelo valor da mediana medida *depois* da formação do reservatório, multiplicado por 100. Dessa maneira, as alterações podem ser positivas, quando houver aumento do valor mediano do parâmetro depois do enchimento do reservatório; negativa, quando houver a redução do valor do parâmetro com a formação do reservatório, ou neutra, quando o valor da mediana do parâmetro não foi alterado com a formação do reservatório.

A qualidade da água do Rio Cuiabá antes da formação do reservatório de Manso, ao longo do gradiente longitudinal estudado, foi caracterizada por valores medianos de oxigênio dissolvido, pH levemente básico, alcalinidade moderada, condutividade elétrica de moderada a alta e de turbidez e sólidos totais relativamente baixos (Tabela 6). Em relação às concentrações de nutrientes, o fósforo total apresentou valores medianos entre 0,07 e 0,15 mg/L, ortofosfato entre 0,0016 e 0,048 mg/L, nitrato entre 0,055 e 0,113 mg/L; nitrogênio amoniacal entre 0,022 e 0,036 mg/L, nitrogênio Kjeldahl entre 0,188 e 0,242 mg/L e para nitritos o valor mediano encontrado foi de 0,005 mg/L em todos os pontos. Para as demandas química e biomímica de oxigênio – DQO e DBO, os valores medianos foram de 8 a 10 mg/L e 1 mg/L para todos os pontos, respectivamente (Tabela 6).

Após a formação do reservatório do APM Manso, observou-se redução dos valores medianos de oito parâmetros de qualidade de água analisados, aumento nos valores de quatro parâmetros e a estabilidade de dois parâmetros (Tabela 6). Os parâmetros que apresentaram redução foram alcalinidade (entre 31 e 37 mg/L), juntamente com condutividade elétrica (66,1 e 77 µS/cm), fósforo total (0,001 e 0,10

mg/L), oxigênio dissolvido (6 e 7,5 mg/L), ortofosfato total (0,001 e 0,017 mg/L), sólidos totais (75 e 103,8 mg/L), turbidez (6 e 15 UNT) e pH (7,00 a 7,61). Já os parâmetros que apresentaram aumento dos valores medianos são nitrogênio amoniacal (0,042 a 0,050 mg/L), nitrogênio Kjeldahl (0,200 a 0,370 mg/L), nitrato (0,100 a 0,124 mg/L e DQO (8 a 14 mg/L). Dos quatorze parâmetros analisados, apenas dois mantiveram seus valores estáveis após a construção do reservatório, que foram DBO e nitrito (Tabela 5).

Entre os 14 parâmetros, 11 apresentaram alteração significativa entre os períodos analisados em pelo menos um dos pontos (Tabela 6). Porém, para nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido, a alteração não pode ser atribuída ao efeito do reservatório, uma vez que esses parâmetros apresentaram alterações significativas no ponto Marzagão, que não sofre influência do reservatório. Assim, pode-se supor que outros estressores da bacia, não o reservatório, provocaram o aumento significativo no nitrogênio amoniacal em todos os pontos e da redução do oxigênio dissolvido no ponto Rosário Oeste (Tabela 5).

Em relação à variação longitudinal, o ponto Porto Cercado foi o que apresentou maior número de parâmetros alterados (oito), seguido pelos pontos Rosário Oeste (seis), Acorizal (cinco) e Passagem da Conceição (quatro). A tendência esperada é a redução do número de parâmetros alterados, bem como da magnitude das alterações com o distanciamento do reservatório, ou seja, o ponto Porto Cercado deveria ser o menos alterado, o que não foi evidenciado. No entanto, parte das alterações nesse local se mescla com outros fatores da bacia e com a própria dinâmica plurianual da planície de inundação, impossibilitando uma clara identificação das diferentes causas e da

influência de cada uma delas na alteração da qualidade da água em Porto Cercado.

Os resultados dos parâmetros analisados, mesmo sofrendo alterações, não comprometeram a qualidade da água do Rio Cuiabá para os usos requeridos para rios de classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357. Normalmente, a retenção de sedimentos e nutrientes em reservatórios contribui para a melhoria da qualidade da água para abastecimento público, uma vez que são reconhecidamente eficientes sumidouros de material particulado (FANTIN-CRUZ et al., 2015). Mas a qualidade da água e eventuais impactos no Pantanal não podem ser julgados de acordo com a referida resolução CONAMA, que estabelece padrões nacionais uniformes para a qualidade e usos da água (ZEILHOFER et al., 2016). O funcionamento ecológico do Pantanal depende da manutenção de suas características, uma vez que a redução de sedimentos e nutrientes pode facilitar a colonização e o desenvolvimento de espécies que dependem da radiação subaquática (plantas submersas e predadores visuais, por exemplo), além de reduzir a produtividade biológica do sistema (ROBERTO et al., 2009). Por isso, é de fundamental importância manter esses valores atualizados, assim como o monitoramento de mudanças que ainda possam vir a ocorrer ao longo do tempo, para não comprometer as funções fornecidas pelos reservatórios de uso múltiplo, no que se refere ao abastecimento de água, geração de energia, irrigação e lazer, bem como seus efeitos sobre o ecossistema e os serviços ambientais por ele prestados.

Tabela 6. Caracterização da qualidade da água antes e após a formação do reservatório da APM Manso (medianas, primeiro e terceiro do quartil e taxa de alteração)

Parâmetros	MARZAGÃO			ROSÁRIO OESTE			ACORIZAL			PASSAGEM DA CONCEIÇÃO			PORTO CERCADO		
	Antes	Depois	Alteração (%)	Antes	Depois	Alteração (%)	Antes	Depois	Alteração (%)	Antes	Depois	Alteração (%)	Antes	Depois	Alteração (%)
Alcalinidade Total	61	60		42	33	-	47	37	-	41	34		41	31	-
(mg/L $CaCO_3$)	32-108	31-97	-1.6	32-47	28-37	21.4*	33-52	30-42	21.3*	28-49	28-41	-17.1	26-42	26-34	24.4*
Condutividade Elétrica	118	122,1		80	68	-	85,5	77		76,7	74		77	66,1	-
(µs/cm)	54,5-220	64-196	3.4	69-88,5	57,4-84	15.0*	75.3-99,7	60,5-89	-9.9*	64-90	62-86	-3.5	71-84	59-74	14.2*
DBO	1	1		1	1		1	1		1	1		1	1	
(mg/L)	1-1	1-1	0.0	1-2	1-1*	0.0	1-1	1-1	0.0	1-1	1-1	0.0	1-1	1-2	0.0
DQO	10	9		8	8		8	8		10	11		10	14	
(mg/L)	5-15	6-20	-10.0	6-13	6-20	0.0	6-12	6-14	0.0	6-13	6-20	9.1*	7-13	7-20	28.6*
Fósforo Total	0,07	0,06		0,07	0.06		0,08	0,07		0,09	0,07	-	0,15	0,10	-
(mg/L)	0,05-0,15	0,05-0,15	-14.3	0,05-0,13	0,05-0,12	-14.2	0,05-0,18	0,05-0,14	-12.5	0,05-0,19	0,05-0,13	22.2*	0,11-0,20	0,06-0,16	33.3*
N. Amoniacal	0,036	0,05		0,022	0,050		0,030	0,042		0,028	0,050		0,028	0,050	
(mg/L)	0,019-0,049	0,038-0,078	28.0*	0,013-0,050	0,042-0,099	56.0*	0,014-0,035	0,024-0,050	28.6*	0,014-0,059	0,042-0,080	44.0*	0,019-0,050	0,038-0,110	44.0*
NKT	0,200	0,300		0,199	0,275		0,188	0,200		0,228	0,201		0,242	0,370	
(mg/L)	0,074-0,379	0,08-0,500	33.3	0,131-0,340	0,100-0,484	27.6	0,133-0,262	0,080-0,456	6.0	0,105-0,361	0,105-0,500	-11.8	0,168-0,461	0,21-0,557	34.6*
N. Nitritos	0,005	0,005		0,005	0,005		0,005	0,005		0,005	0,005		0,005	0,005	
(mg/L)	0,005-0,005	0,005-0,01	0.0	0,005-0,005	0,005-0,005	0.0	0,005-0,005	0,005-0,005	0.0	0,005-0,005	0,005-0,006	0.0	0,005-0,005	0,01-0,009	0.0
N. Nitratos	0,057	0,100		0,111	0,100		0,055	0,124		0,095	0,100		0,113	0,101	
(mg/L)	0,037-0,150	0,030-0,190	43.0	0,053-0,139	0,057-0,310	-9.9	0,034-0,108	0,070-0,370	55.6*	0,050-0,202	0,060-0,190	5.0	0,065-0,227	0,070-0,233	-10.6
OD	7	6,42		7,40	7		7,50	7,50		7,20	7,14		6,5	6	
(mg/L)	6,55-7,40	6,03-7,08	-8.3*	6,75-7,90	6,26-7,60	-5.4*	7-7,95	6,70-8	0.0	6,90-7,70	6,40-7,74	-0.8	5,6-7,1	4,44-7,02	-7.7
Ortofosfato Total	0,018	0,020		0,036	0.10	-	0,048	0,012	-	0,016	0,011		0,048	0,017	-
(mg/L)	0,006-0,050	0,010-0,029	10.0	0,005-0,053	0,005-0,022	72.0*	0,018-0,052	0,005-0,025	75.0*	0,005-0,048	0,005-0,022	-31.3	0,018-0,050	0,010-0,030	64.6*
	7,58	7,44		7,70	7		7,87	7,61		7,79	7,61		7,50	7,22	
pH	7,26-7,80	7,10-7,65	-1.8	7,40-7,96	7,21-7,76	-9.1*	7,60-8,01	7,33-7,89	-3.3*	7,44-7,97	7,26-7,86	-2.3	7,18-7,73	6,82-7,62	-3.7*
Sólidos Totais	139	132,5		104	75	-	98,5	88		109	85,8	-	127,5	103,8	-
(mg/L)	96,5-159,5	102-164,8	-4.7	63-161	55-119	27.9*	69-133,3	72-132,3	-10.7	75-156	64-120	21.3*	106,3-169,5	74-123,3	18.6*
Turbidez	17	27			6	-	10	8,4		25	8	-	30	15	-
(UNT)	2-55	3,7-50	37.0	145,2-33,5	3,3-25	57.1*	5-31,5	3,7-20,5	-16.0	6,6-46	3,4-33	68.0*	18-44	9-25	50.0*

Legenda: * valor significativo ($p \leq 0,05$) para o teste de Kruskal-Wallis

Nota: Construção dos autores

Considerações Finais

A qualidade da água dos principais rios da Bacia do Rio Cuiabá apresentou variação espacial e temporal controlada por fatores naturais e antrópicos.

A variação temporal foi regida pelo regime de chuvas ao longo do ano. As chuvas concentradas entre os meses de novembro e abril aumentam o volume dos rios e, por conseguinte, a entrada de materiais pelo escoamento superficial, resultando em elevação de algumas substâncias particuladas e dissolvidas, como sólidos suspensos e fósforo total, que refletem no aumento da turbidez e da cor, mas também causando a diluição de íons, inferidos pela redução do pH e da condutividade elétrica nessa época do ano. Já na estiagem, com a redução do volume dos rios, aumenta a concentração das formas nitrogenadas e do oxigênio dissolvido, nesse caso devido à maior aeração da água pelo contato com as rugosidades do leito dos rios.

Quanto à variação temporal plurianual ao longo do Rio Cuiabá, constatou-se que entre 2003 e 2005 houve aumento da cor, entre 2012 e 2014 redução do oxigênio dissolvido, a partir de 2006 aumentou a concentração de nitrogênio amoniacal e a partir de 2015, de fósforo. De maneira geral, a tendência de degradação da qualidade da água ao longo do tempo, de 1995 a 2017, foi mais bem descrita pelo Índice da Qualidade da Água, que apresentou piora a partir de 2013 nos rios Cuiabá e Coxipó (área urbana), com a maioria dos resultados classificados como *razoável* e com três classificados como *ruins,* qualificação não registrada nos anos anteriores.

Espacialmente, a qualidade da água teve influência das condições geológicas e pedológicas das áreas de captação dos rios,

indicada principalmente pelo pH e pela condutividade elétrica, e geomorfológica, visto pelas diferenças entre as partes alta e média e a planície de inundação, indicada principalmente pela concentração de oxigênio dissolvido.

A elevada declividade nas porções alta e média da bacia, incluindo a BCX, resulta em desníveis no leito do rio que aumentam a alta velocidade água e a aeração por turbilhonamento, elevando a concentração de oxigênio dissolvido. Na porção baixa do Rio Cuiabá, no Pantanal, a redução da velocidade da água, devido à baixa declividade, e o aporte de matéria orgânica provinda das áreas inundadas na época de chuva, são fatores que reduzem o aporte e aumentam o consumo de oxigênio dissolvido, respectivamente.

Ressalta-se que, se por um lado essas variações espaciais foram graduais, por outro, o trecho médio do Rio Cuiabá e baixo do Rio Coxipó apresentaram bruscas alterações na qualidade da água, devido à diluição de esgoto doméstico e de resíduos contidos no escoamento da água da chuva da área metropolitana de Cuiabá. Essas alterações foram descritas principalmente pelo aumento na concentração de fósforo, nitrogênio amoniacal e bactérias coliformes e pela redução pontual de oxigênio dissolvido. A alteração física, química e biológica nesses trechos dos rios, a partir do ponto que adentram essas áreas urbanas, vem comprometendo os usos múltiplos da água e, no caso do Rio Cuiabá, causando modificações a jusante, sugerindo tendência de alteração até a planície de inundação, no Pantanal Mato-grossense, indicada pelo nitrato.

O comprometimento da qualidade da água ficou evidenciado pelos parâmetros que violaram os padrões definidos pela legislação, especialmente no Rio Cuiabá a jusante da área urbana. Vale destacar,

dentre os parâmetros alterados, as bactérias *Escherichia coli*, que são indicadoras de contaminação fecal, cujos elevados resultados inviabilizam vários usos da água, como balneabilidade e recreação de contato primário, requeridos a jusante dessa área urbana, indicando que há um conflito entre esses usos da água e a diluição de esgoto doméstico.

A montante da área urbana, o Rio Coxipó e principais afluentes apresentaram boa qualidade da água, refletindo o estado de conservação de suas áreas de drenagem, tendo em vista que a maior parte está situada no Parque Nacional e na Área de Proteção Ambiental de Chapada dos Guimarães. Nos rios dessa bacia, constatou-se semelhança da qualidade da água em ambas as épocas do ano e influência de fatores geopedológicos. Esses resultados denotam a importância dessas unidades de conservação na manutenção da qualidade da água e, por conseguinte, da segurança hídrica da bacia, principalmente para abastecimento de mais de 30% da população de Cuiabá.

Com relação ao uso da água para a geração de energia elétrica no APM Manso, após o barramento dos rios Manso e Casca para a formação do reservatório hidrelétrico, foram observadas alterações na qualidade da água a jusante, indicadas por11 parâmetros, que apresentaram modificações significativas entre os períodos analisados em pelo menos um dos pontos estudados. No entanto, parte das alterações se mescla com outros fatores que causam alterações na qualidade da água, principalmente quando se analisam os locais mais distantes da barragem, como Porto Cercado, e nenhuma delas violou a legislação, considerando os padrões estabelecidos para rios de classe 2.

Os resultados do presente capítulo demonstraram, inequivocamente, as multidimensões (longitudinal, lateral, temporal,

cultural) que devem ser consideradas na avaliação da qualidade da água e a necessidade de se abordar a bacia hidrográfica como unidade de estudo, englobando os meios físico, biótico e socioeconômico. Demonstraram ainda que a qualidade da água dos principais rios da bacia vem apresentando piora gradual ao longo dos anos, devido às falhas no esgotamento e tratamento dos efluentes domésticos gerados nas áreas urbanas, levando ao aumento do uso da água para a diluição desses efluentes como resultante do aumento da população e, por conseguinte, ao conflito com outros usos da água existentes na bacia que requerem melhor qualidade, como balneabilidade e consumo humano. Soma-se a isso a supressão contínua da vegetação nativa nas últimas décadas para a agricultura, que também é causa da degradação da qualidade da água dos rios.

Com relação à escala de trabalho adotada, as principais instituições que realizam monitoramento da qualidade da água na BHC apresentam tendências distintas, de acordo com seus objetivos, como constatado nos dados primários e nos estudos citados neste capítulo. O órgão gestor dos recursos hídricos em Mato Grosso, SEMA, monitora a bacia numa escala maior, que inclui uma grande área e menor detalhamento amostral mas, de maneira geral, com uma grande quantidade de parâmetros analisados em cada ponto de coleta. A UFMT adota comumente uma escala menor, com menor área, mas com maior detalhamento espacial e temporal, cuja quantidade e parâmetros analisados variam muito de acordo com o objetivo do estudo. Como a academia realiza projetos em períodos determinados, sem continuidade por anos seguidos, como vem sendo desenvolvido pela SEMA, não há histórico da qualidade da água no nível de detalhamento de seus estudos por um longo período de tempo. Por outro lado, com relação aos limites de detecção dos métodos de análise

da água adotados, constatou-se a ocorrência de algumas lacunas do órgão gestor resultantes de adequações do método ao longo dos anos, de acordo com os objetivos do monitoramento e com a gestão da qualidade laboratorial adotada, que resultaram em aumento do limite do método, como é o caso da DQO e do nitrogênio amoniacal. Esse aumento reduz o nível do detalhamento e dificulta comparações ao longo dos anos e com outros estudos.

Vale mencionar ainda que alguns estudos desenvolvidos dentro da academia, principalmente nos programas de pós-graduação, utilizam os dados do monitoramento da SEMA, porém, com uma abordagem distinta em relação a adotada por esse órgão em seus relatórios de qualidade da água. Ambas são importantes e complementares, mesmo que tenham enfoques e objetivos distintos, pois contribuem para ampliar o conhecimento sobre a BHC e, por conseguinte, para a gestão dos recursos hídricos.

Considerando todas as análises resultantes deste capítulo e a importância dos programas de monitoramento da qualidade da água na BHC, algumas ações conjuntas podem ser adotadas pelos diferentes atores e instituições envolvidos com essa área do conhecimento, tanto para reverter e/ou melhorar o processo de degradação da qualidade da água quanto para aumentar a eficiência desses programas, quais sejam: i) efetivar o enquadramento de todos os rios da bacia; ii) aumentar a rede de monitoramento na Bacia do Rio Coxipó, tendo em vista sua importância socioambiental; iii) aumentar a interface entre a gestão da qualidade da água e o setor de saneamento público e privado, visando ampliar as responsabilidades e compromissos de redução no lançamento de efluentes; iv) realizar ações difusas de fiscalização com foco na melhoria da qualidade da água, envolvendo a população local;

v) estreitar a parceria entre a SEMA e a UFMT, no sentido de maximizar esforços e recursos financeiros nos programas de monitoramento, aumentar o detalhamento e padronizar metodologias, bem como para atender diretamente às demandas da gestão dos recursos hídricos e envolver acadêmicos na rotina de gestão das águas, como parte do processo de qualificação profissional; vi) difundir informações sobre a importância da qualidade da água e sua relação com os diferentes usos da água, com a saúde humana e com a segurança hídrica atual e das futuras gerações.

Referências

ABREU, C.A.A. **Dinâmica do Carbono Orgânico Total no Rio Cuiabá – Mato Grosso.** 2016. 59 fls. Dissertação (Mestrado em Pós-Graduação em Recursos Hídricos). Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá-MT. 2016.

ALVES, E.C.R.F. **Monitoramento quali-quantitativo da Bacia Hidrográfica do Rio Coxipó – MT: uma ferramenta para implementação da gestão participativa dos recursos hídricos**. 2009. 283 fls. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental). Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá-MT. 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION– AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed., Washington DC: American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation. Baltimore, Maryland, USA: United Book Press Inc., 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for**

the Examination of Water and Wastewater. 21st ed., Washington: APHA, 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd ed., Washington: APHA, 2012.

BARRETO, C.J.F. **Estudo qualitativo e quantitativo da água do Rio Cuiabá na seção hidrométrica do Porto.** 2013. 149 fls. Dissertação (Mestrado em Pós-Graduação em Recursos Hídricos). Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá-MT. 2013.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017.** Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/ 2017/prc0005 _03_10_2017.html. Acesso em: 14 ago. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA** nº 274, de 29 de novembro de 2000. Publicada no DOU **nº** 18, de 25 de janeiro de 2001, Seção 1, páginas 70-71, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: http://www.mma. gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459. Acesso em: 14 ago. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 11 de maio de 2011**. Disponível em: http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646. Acesso em: 27 ago. 2018.

BRASIL. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Lei nº 9433 de 8 de janeiro de 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 14 ago. 2018.

CALHEIROS, D.F.; FERREIRA, C.J.A. Alterações limnológicas no Rio Paraguai ("Dequada") e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-grossense - MS. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** – ISSN 0102-2466X. Corumbá: EMBRAPA Pantanal, 1997. 48p. Disponível em: http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/BP07.pdf. Acesso em: 28 out. 2015.

CALHEIROS, D.F.; HAMILTON, S.K. Limnological conditions associated with natural fish kills in the Pantanal wetland of Brazil. **Verhandlungen – Internationale Vereinigung fur Theorestische und Angewandte limnologie**. v. 26, p.2189-2193, 1998.

CUNHA, C.N.; PIEDADE, M.T.F.; JUNK, W.J. **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2014. 156p.

FANTIN-CRUZ, I.; PEDROLLO, G.; ZEILHOFER, P.; HAMILTON, S.K. Changes in river water quality caused by a diversion hydropower dam bordering the Pantanal floodplain. **Hydrobiologia,**v. 768, p. 223-238, 2015

FEMA-MT. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Qualidade da Água dos Principais Rios da Bacia do Alto Paraguai**. Fundação Estadual do Meio Ambiente de Mato Grosso, 1995-96. Cuiabá: FEMA/KCM, 1997. 118p.

FIGUEIREDO, D.M. **A influência dos fatores climáticos e geológicos e da ação antrópica sobre as principais variáveis físicas e químicas do Rio Cuiabá, Estado de Mato Grosso**. 1996. 95 fls. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade). Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 1996.

FIGUEIREDO, D.M. Limnologia e qualidade das águas superficiais das sub-bacias alta e média. In: FIGUEIREDO, D.M.; SALOMÃO, F.X.T. (org.) **Bacia do Rio Cuiabá**: uma abordagem socioambiental. Cuiabá: Entrelinhas/EdUFMT, 2009. 41-45 p.

FIGUEIREDO, S.B. **Avaliação da qualidade da água da Sub-bacia do Rio Cuiabá-MT aplicando análise multivariada.** 2012. 141 fls. Dissertação (Mestrado em Pós-Graduação em Recursos Hídricos). Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá-MT. 2012.

GOMES-SILVA, P.A.J. **Limnologia e qualidade da água da Bacia do Rio Coxipó (MT): Subsídios à gestão dos recursos hídricos**. 2015. 101 fls. Dissertação (Mestrado em Pós-Graduação em Recursos Hídricos). Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá-MT. 2015.

LIMA, C.R.N. **Variabilidade Espacial de Parâmetros de Qualidade de Água na Bacia do Rio Cuiabá e São Lourenço.** 2013. 85 fls. Dissertação (Mestrado em Pós-Graduação em Recursos Hídricos). Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá-MT. 2013.

MATO GROSSO. Resolução CEHIDRO nº 68 de 11 de novembro de 2014. **Define a classe correspondente a ser adotada, de forma transitória, para aplicação do instrumento de outorga, e aprova as metas progressivas para os trechos de corpos hídricos da Bacia do Rio Coxipó.** Disponível em: http://www.sema.mt. gov.br/index.php?option=com_docman&Itemid=280&limitstart=30. Acesso em: 14 ago. 2018.

MORAIS, D.D.; DALMAGRO, H.J.; PINTO JÚNIOR, O.B.; MUSIS, C.R.; COUTO, E.G.; JOHNSON, M.S. Seasonal variation of dissolved organic carbon (doc) and optical proper- ties of organic matter in different pasture and soybean systems in the State of Mato Grosso. **Ciência e Natura**, v. 39, nº 3, p. 758-766, 2017.

ROBERTO, M.C.; SANTANA, N.F.; THOMAZ, S.M. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. **Brazilian Journal of Biology,**v. 69, p. 717-725, 2009.

SALOMÃO, F.X.T.; BARROS, L.T.L.P.; CAVALHEIRO, E.S.S. Unidades de Paisagem. In: FIGUEIREDO, D.M.; SALOMÃO, F.X.T. (org.) **Bacia do Rio Cuiabá**: uma abordagem socioambiental. Cuiabá: Entrelinhas/EdUFMT, 2009. 154-160 p.

SEMA-SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE. **Relatórios anuais**. Disponível em: http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&Itemid=82. Acesso em: 20 ago. 2018.

SILVA, N.A. **Caracterização de impactos gerados pela piscicultura na qualidade da água: estudo de caso na Bacia do Rio Cuiabá/MT.** 120 fls. 2007. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental). Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, MT. 2007.

SILVEIRA, A. et al. (org.). **Rio Coxipó**: aspectos qualitativos e quantitativos dos recursos hídricos da bacia hidrográfica. Cuiabá: Gráfica Print Indústria e Editora Ltda., 010. 120p.

SILVINO, A.N.O. **Avaliação e modelagem da qualidade da água da Bacia do Rio Coxipó, no município de Cuiabá-MT**. 2008. 145 fls. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental). Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2008.

TARIFA, J.R. **Mato Grosso Clima**: análise e representação cartográfica. Cuiabá: Entrelinhas. (Série Recursos Naturais e estudos ambientais). 2011. 67 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v. 1. 3ed. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 203 p.

ZEILHOFER, P.; CALHEIROS, D.F.; DE OLIVEIRA, M.D.; DORES, E.F.G.C.; LIMA, G.A.R.; FANTIN-CRUZ, I. Temporal patterns of water quality in the Pantanal floodplain and its contributing Cerrado upland rivers: implications for the interpretation of freshwater integrity. **Wetlands Ecol. Manage.**v. 24, p. 697-717, 2016.

ANEXO

Tabela 1- Resultados das medianas dos parâmetros da qualidade da água nos seis pontos de monitoramento do Rio Cuiabá, entre 1995 e 2017 (CH=chuva; ES= Estiagem).

Parâmetros	Temper.		pH		Cor		Turbidez		Condutividade		DQO		OD		Sólid.totais		N.amoniacal		Nitrato		Fósforo total		Coli total		*E. coli*	
Época	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**	**CH**	**ES**
													1995-1996													
MARZA	27,0	26,0	7,6	7,7	13	17	27,5	1,8	33,0	220,5	21,5	3,0	7,1	7,0	126	161	0,020	0,048	0,156	0,056	0,093	0,078	6250	1500	500	230
ROSAR	27,0	26,5	7,6	7,6	20	62	33,0	12,5	55,0	88,0	7,0	4,5	7,7	7,7	130	162	0,005	0,036	0,113	0,113	0,170	0,063	5000	1900	1700	905
MON_CBA	28,8	27,5	7,6	7,8	18	30	62,5	8,0	72,5	100,5	15,0	6,0	6,6	7,4	161	128	0,050	0,027	0,400	0,227	0,334	0,050	1800	500	500	70
JUS_CBA	29,0	27,0	7,4	7,8	20	34	59,0	8,1	61,4	103,5	12,0	7,0	7,0	7,3	169	143	0,035	0,070	0,342	0,113	0,206	0,088	24000	30000	3150	5000
BARÃO	27,5	30,0	7,4	7,6	30	59	57,5	30,0	51,5	94,0	12,5	10,0	5,5	6,8	177	214	0,020	0,023	0,345	0,227	0,303	0,256	3150	13000	1300	230
CERCA	28,0	28,0	7,5	7,5	25	144	22,0	26,5	60,0	87,5	9,5	6,5	4,1	5,7	136	176	0,067	0,040	0,227	0,314	0,182	0,192	4650	1100	110	113
													2003-2005													
MARZA	28,0	27,1	7,1	7,7	100	20	50,0	2,0	69,1	196,0	8,0	6,0	6,2	6,5	147	136	0,050	0,050	0,127	0,037	0,220	0,050	24192	6131	150	36
ROSAR	28,9	26,9	7,2	7,6	100	25	25,0	3,0	59,0	75,0	9,0	6,0	6,2	7,6	92	59	0,050	0,047	0,100	0,075	0,087	0,060	12033	3728	200	110
MON_CBA	29,8	27,3	7,3	7,7	85	25	24,0	3,5	62,0	78,5	10,0	8,0	6,4	7,5	118	70	0,049	0,050	0,110	0,083	0,090	0,050	10462	4884	158	79
JUS_CBA	29,7	27,1	7,3	7,5	100	30	25,0	5,5	69,0	84,5	9,0	10,0	6,3	7,3	121	73	0,085	0,172	0,080	0,090	0,095	0,110	24192	15531	3050	1669
BARÃO	30,3	26,2	7,2	7,5	100	40	26,0	10,0	63,0	77,5	9,0	7,0	5,9	7,5	117	89	0,050	0,040	0,125	0,105	0,110	0,130	5120	3880	213	69
CERCA	30,4	26,6	6,9	7,5	80	55	22,0	14,0	59,0	73,5	11,0	8,0	5,0	7,0	93	110	0,045	0,037	0,090	0,129	0,105	0,140	6131	4929	79	41
													2006-2008													
MARZA	28,4	25,6	7,1	7,4	31	9	30,0	4,3	79,5	173,0	18,0	10,0	6,6	6,8	110	247	0,080	0,050	0,075	0,050	0,082	0,050	24194	3654	801	110
ROSAR	29,1	27,6	7,4	7,7	22	13	18,0	2,8	59,0	86,0	13,0	12,0	6,6	7,5	92	85	0,050	0,060	0,060	0,053	0,055	0,050	7301	4884	324	63
MON_CBA	30,0	27,6	7,4	7,7	32	8	33,0	2,0	100,0	77,5	21,0	6,0	6,4	8,0	171	105	0,064	0,070	0,110	0,045	0,080	0,050	15531	3027	717	63
JUS_CBA	29,3	27,8	7,2	7,4	28	8	30,0	5,5	119,0	84,3	7,0	7,0	5,6	7,2	188	110	0,060	0,141	0,099	0,065	0,160	0,050	19863	10502	1782	971
BARÃO	29,9	27,2	7,0	7,6	22	8	20,0	4,7	71,0	77,0	16,0	6,0	5,6	6,8	140	128	0,068	0,085	0,152	0,118	0,090	0,053	4611	3317	243	79
CERCA	29,6	27,6	6,7	7,5	35	16	18,8	9,0	57,5	76,0	13,5	9,0	4,0	6,4	158	144	0,066	0,100	0,143	0,072	0,077	0,050	5090	1872	69	31
													2009-2011													
MARZA	27,3	28,2	7,4	7,7	54	18	95,3	10,5	53,7	181,3	20,0	20,0	6,3	6,3	130	134	0,200	0,202	0,100	0,090	0,050	0,040	24192	7933	816	298
ROSAR	27,0	27,9	7,3	7,8	35	12	42,1	5,2	60,9	65,6	20,0	20,0	6,8	7,3	136	53	0,200	0,202	0,100	0,078	0,050	0,020	19863	4106	341	110
MON_CBA	30,0	30,3	7,5	8,1	52	11	46,7	6,3	59,9	71,2	20,0	21,0	6,7	7,5	88	60	0,200	0,202	0,075	0,080	0,030	0,030	7701	3599	122	110
JUS_CBA	30,5	28,9	7,5	7,6	29	14	45,1	10,4	76,1	70,6	20,0	20,0	6,1	6,9	94	69	0,204	0,200	0,100	0,100	0,040	0,060	12033	24191	2382	1017
BARÃO	29,3	28,1	7,2	7,4	31	15	29,8	21,0	61,4	67,7	20,0	20,0	5,0	6,8	84	80	0,200	0,200	0,085	0,255	0,045	0,060	3166	4653	138	599
CERCA	31,1	28,9	7,0	7,2	45	29	13,0	24,0	60,3	66,8	20,0	20,0	3,6	7,5	81	80	0,200	0,200	0,076	0,100	0,050	0,080	4352	2235	121	52
													2012_2014													
MARZA	26,1	27,2	6,9	7,6	68	34	53,4	24,5	52,1	194,4	20,0	20,0	4,65	6,42	91	131	0,200	0,200	0,100	0,100	0,090	0,090	3448	11400	471	261
ROSAR	28,6	28,0	7,1	7,6	70	15	37,4	7,8	57,8	86,5	20,0	20,0	4,74	6,65	82	71	0,200	0,200	0,100	0,100	0,090	0,095	7701	8686	620	250
MON_CBA	29,3	28,5	7,1	7,7	29	19	20,7	18,6	62,2	85,1	20,0	20,0	4,9	6,385	61	83	0,200	0,200	0,100	0,100	0,110	0,095	14136	7969	683	195
JUS_CBA	29,0	28,4	7,1	7,8	53	18	56,4	18,8	53,5	101,0	22,8	20,0	5,035	4,84	95	80	0,178	0,200	0,100	0,100	0,125	0,090	24192	15531	985	1725
BARÃO	28,3	28,1	7,3	7,3	48	15	37,9	38,0	60,9	83,8	26,3	20,0	5,64	5,38	90	116	0,200	0,200	0,100	0,200	0,140	0,060	22027	5475	353	134
CERCA	30,3	27,6	7,0	7,2	46	49	17,3	33,0	62,6	71,0	21,0	20,0	3,37	6,1	82	110	0,200	0,200	0,100	0,100	0,115	0,060	15732	7701	344	74
													2015-2017													
MARZA	26,7	26,7	7,5	7,6	52	15	100,0	3,9	52,0	205,0	26,0	20,0	6,08	6,79	133	110	0,160	0,160	0,200	0,200	0,324	0,152	19863	7701	504	189
ROSAR	28,2	27,4	7,2	7,5	32	15	50,0	4,9	64,0	74,0	20,0	20,0	6,02	7,71	93	48	0,160	0,160	0,200	0,200	0,330	0,112	8164	3076	275	145
MON_CBA	28,8	26,9	7,3	7,8	41	16	45,0	6,3	56,0	84,0	29,0	20,0	6,17	7,43	106	54	0,160	0,160	0,200	0,200	0,280	0,170	19863	5475	496	86
JUS_CBA	29,0	26,8	7,0	7,2	54	15	39,0	13,0	75,0	95,4	24,0	20,0	5,57	6,74	148	77	0,160	0,160	0,200	0,213	0,332	0,250	24192	14136	1935	1198
BARÃO	29,2	27,1	7,5	7,2	62	17	60,0	25,1	56,7	93,5	20,0	20,0	5,42	7,14	119	91	0,160	0,120	0,200	0,300	0,336	0,237	6488	7095	384	110
CERCA	29,6	25,1	6,8	7,6	70	41	24,0	37,2	63,0	79,2	26,0	20,0	4,9	7,385	123	104	0,160	0,105	0,200	0,252	0,200	0,308	6131	6331	73	110

CAPÍTULO 6 -

QUALIDADE DA ÁGUA NA NASCENTE E NA FOZ DE CÓRREGOS URBANOS DE CUIABÁ[1]

Caroline Simonato Silva Andrade

Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores

Daniela Maimoni de Figueiredo

Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima

Introdução

O desenvolvimento urbano no Brasil se acelerou na segunda metade do século XX com a concentração da população em espaço reduzido, produzindo grande competição pelos mesmos recursos naturais (solo e água) e destruição de parte da biodiversidade natural (TUCCI, 2008).

Dentre os principais problemas relacionados com a infraestrutura da água no ambiente urbano, Tucci (2008) destaca: deficiência de tratamento de esgoto com lançamento de efluentes na rede pluvial ou diretamente nos rios; redes de esgotamento sanitário sem tratamento; deficiência da rede de drenagem urbana; ocupação do leito de inundação ribeirinho; impermeabilização e canalização dos rios

1 Este capítulo é parte da dissertação de mestrado de Caroline Simonato Silva Andrade (Programa de Pós-Graduação em Química - UFMT), financiado pelo projeto Remisa - Rede Centro Oeste (Projeto CNPq nº 564617/2010-5 e Projeto FAPEMAT nº232949/2011).

urbanos com aumento da vazão de cheia e sua frequência; descarte de resíduos sólidos; deterioração da qualidade da água com riscos ao abastecimento da população e ocupação de áreas de contribuição de reservatórios de abastecimento urbano.

Devido à expressiva influência antrópica, a disponibilidade da água passou a ser muito questionada, não apenas pela quantidade, mas principalmente pela sua qualidade em relação aos seus usos múltiplos, motivando discussões voltadas aos interesses relativos àsua manutenção e controle (RONDON LIMA, 2001).

Vasconcelos e Covezzi (2009) relataram que a cidade de Cuiabá teve, de 1960 a 1991, crescimento populacional explosivo, com aumento de 596% no número de habitantes. De 1991 a 2000, a velocidade de crescimento diminuiu, mas ainda assim houve aumento de 20% na sua população. Essas autoras reportam que de 1970 a 2000 a área urbana passou de 1,2 mil para 25,1 mil hectares e o número de bairros aumentou de 18 para 115.

Esse crescimento acelerado, que se deu sem a devida expansão do saneamento e com ocupação irregular das Áreas de Proteção Permanente– APP, como matas ciliares e nascentes, além de ter contribuído para o aumento da impermeabilização de extensas áreas, causou o aterramento de várias áreas de nascentes, com consequente aumento na ocorrência de inundações (MENEZES FILHO; AMARAL, 2014) e deterioração da qualidade da água da maioria desses córregos (RONDON-LIMA; LIMA, 2009).

Essa situação decorreu de um processo de urbanização desordenado, verificado nas décadas de 80 e 90, que favoreceu a expansão da periferia sem contar com o devido planejamento. Santos

(2013) salienta que esse crescimento desencadeou também a construção de uma cidade baseada na ilegalidade e informalidade, com sérios impactos para as sub-bacias urbanas.

Quanto às APPs, o atual Código Florestal Brasileiro (Lei Federal n° 12.651, BRASIL, 2012) estabelece no artigo 4º que são consideradas Áreas de Preservação Permanente, em zonas rurais ou urbanas, as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima que depende da largura do curso d'água. No entanto, o que se observa na maioria das cidades brasileiras é um grande conflito entre os limites estabelecidos nessa legislação e a realidade da ocupação, como observado por Carvalho (2011) em estudo no Córrego Gumitá, na área urbana de Cuiabá.

Apesar de menos acelerada em relação às décadas passadas, a ocupação urbana de Cuiabá ainda vem ocorrendo sem o devido planejamento, com tendência de degradação dos córregos ainda conservados e piora nas condições dos córregos já degradados. Isso evidencia a importância da avaliação da qualidade das águas superficiais dessa área urbana, que resultará no conhecimento do grau e da magnitude da deterioração da água desses córregos. Esse conhecimento é fundamental para respaldar ações de recuperação ou conservação dos recursos hídricos que, por conseguinte, implicará em melhorias da qualidade de vida da população e no aumento da segurança hídrica desta área urbana e da Bacia do Rio Cuiabá.

A cidade de Cuiabá está inserida numa região rica em recursos hídricos, cujos rios, córregos e ribeirões são afluentes diretos ou indiretos do Rio Cuiabá. A água do Rio Cuiabá é destinada ao abastecimento público e rural, balneabilidade, aquicultura, pesca, irrigação, geração de

energia elétrica e diluição de efluentes, inclusive nos tributários urbanos como o Rio Coxipó e os córregos Ribeirão da Ponte, Ribeirão do Lipa, Mané Pinto, Gambá, Barbado e São Gonçalo. Alguns desses usos tornam-se conflitantes entre si, especialmente quando há o despejo de efluente para a diluição e a captação para abastecimento público, o que pode gerar graves reflexos na saúde pública e no ecossistema aquático (SILVA et al., 2008).

Conforme descrevem Menezes Filho e Amaral (2014), o início da urbanização de Cuiabá foi marcado pela ocupação desordenada das várzeas de inundação do Rio Cuiabá e de locais como fundos de vales dos rios próximos ao Córrego da Prainha, além de ribeirões e córregos como Barbado, Gambá, Mané Pinto e outros localizados na cidade.

Neste município, a grande maioria dos córregos urbanos (13 dentre os 17 existentes no perímetro urbano) possui canalização aberta ou fechada em variados trechos, ou seja, somente quatro não apresentam intervenção física em seu curso. Esses córregos canalizados situam-se em área de intensa ocupação urbana e alta densidade demográfica, como descrito por Galdino e Andrade (2008).

Vários estudos foram desenvolvidos sobre os impactos socioambientais causados aos recursos hídricos pelo avanço da urbanização em Cuiabá (OLIVEIRA, 2006; GALDINO; ANDRADE, 2008; OLIVEIRA, 2009; RONDON-LIMA; LIMA, 2009; ROCHA; KONDO; OLIVEIRA, 2009; ARAUJO, 2010; CAMARGO et al., 2011; DIAS; GOMES; ALKMIM, 2011; SOARES, 2011; VALENTINI et al., 2011; VENTURA, 2011; COLET, 2012; FONSÊCA, 2012; LARANJA et al., 2012; SILVA; MORAIS; VIEIRA, 2012; ZAMPARONI; ROSSETTO, 2012; ZEILHOFER; MIRANDA, 2012; CANTÓIA, 2013; COLET; SOARES, 2013; FARIA, 2013; SILVEIRA;

GUARIENTI; RONDON LIMA, 2013; OJEDA; SIQUEIRA; PINTO, 2013; BOAVENTURA; FREITAS; MACHADO, 2014). Nesses trabalhos, os autores procuraram destacar as principais causas de impactos nas sub-bacias urbanas, dentre as quais se podem citar as condições de instabilidade das encostas e erosão, a presença de resíduos sólidos, a ocupação das áreas de preservação permanente – APP, a modificação das redes de drenagem e o lançamento de efluentes nos corpos d'água.

Como exemplo de situações de cursos d'água com elevada degradação ambiental estão os córregos Barbado e do Moinho. O Córrego Barbado, segundo a caracterização ambiental e hidrológica feita por Ventura (2011), trata-se de:

> ...um corpo hídrico sem vida, com aspecto pútrido, margens descaracterizadas e, principalmente, um córrego suscetível às enchentes, colocando em risco a população localizada em suas margens ao entrar em contato com essas águas (VENTURA, 2011).

Ainda com relação a esse córrego, Ventura (2011) destaca que:

> ... preservar e restaurar margens que ainda estão sem habitação é imprescindível para conservar as áreas de recarga de aquífero e preservar a estrutura natural do leito do córrego (VENTURA, 2011).

Zeilhofer e Miranda (2012) discutiram a ocupação urbana do Córrego Moinho e destacaram, entre outras questões, o interesse dos proprietários de terra de loteamentos urbanos em transformar o máximo da área bruta em área líquida de lotes, com o intuito de reduzir, ao mínimo, áreas de preservação permanente e áreas verdes. Esse modelo de ocupação leva ao aterro de áreas de vale, talvegues

e córregos intermitentes, com impactos tanto na qualidade como na quantidade de água nos córregos urbanos. Apesar de esse estudo ter se concentrado na Microbacia do Córrego Moinho, isso se repete em praticamente todas as demais microbacias urbanas de Cuiabá.

Legislações sobre a qualidade da água

A qualidade da água é representada por um conjunto de características mensuráveis de natureza física, química e biológica, que mantido dentro de certos limites estabelecidos pelo órgão de controle ambiental, viabiliza determinado uso. A legislação nacional que define os limites aceitáveis das variáveis para água superficial é a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, levando em consideração os diferentes usos requeridos e padrões de qualidade física, química e biológica, que são distintos para cada classe de uso, com redução na qualidade e consequente restrição de usos, a partir da classe Especial, passando pelas classes 1, 2, 3, e 4 (BRASIL, 2005).

Essa legislação define *variáveis* como "substâncias ou outros indicadores representativos da qualidade da água" (BRASIL, 2005). As variáveis físicas e químicas oxigênio dissolvido (OD), turbidez, pH, fósforo, além das diversas frações de sólidos, condutividade elétrica, concentrações de elementos presentes em esgotos domésticos (sódio - Na, potássio - K, magnésio - Mg, cálcio - Ca) e concentrações de elementos de potencial toxidez (chumbo - Pb, cobre - Cu, zinco - Zn, manganês - Mn, mercúrio - Hg, alumínio - Al, cobalto - Co) são geralmente eleitas para os estudos limnológicos de águas superficiais. Essas variáveis são escolhidas devido ao seu caráter indicador de

poluição, à sua influência no metabolismo das comunidades aquáticas e à sua implicação para os usos da água (GODOI, 2008).

No Estado de Mato Grosso não houve o enquadramento das águas superficiais nas classes propostas pela Resolução CONAMAnº 357/2005, com exceção das sub-bacias dos córregos São Gonçalo, Barbado, Mané Pinto, Engole Cobra, Ribeirão do Lipa e afluentes, e do Rio Coxipó na área urbana de Cuiabá, que tiveram recente enquadramento provisório com metas progressivas de cinco e dez anos pelas resoluções nº 68 a 71/2014 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CEHIDRO(MATO GROSSO, 2014a; MATO GROSSO, 2014b; MATO GROSSO, 2014c; MATO GROSSO, 2014d).

A Resolução CEHIDRO nº 69/2014 define para as sub-bacias dos córregos Barbado, Mané Pinto e Engole Cobra as classes 3 e 4, em seus diferentes trechos (MATO GROSSO, 2014b). A Resolução nº 70/2014 estabelece para a sub-bacia do Córrego Ribeirão do Lipa e seus afluentes as classes 3 e 4 (MATO GROSSO, 2014c), e a Resolução nº 71/2014 estipula para a sub-bacia do Córrego São Gonçalo a classificação dos trechos em classes 2, 3 e 4 (MATO GROSSO, 2014d).

De acordo com o artigo 42 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), enquanto não forem feitos os enquadramentos, os cursos d'água serão considerados de classe 2. Assim, todos os córregos urbanos de Cuiabá para os quais não houve enquadramento ficam considerados como pertencentes a essa classe.

Qualidade da água dos córregos urbanos em Cuiabá

Nos tributários do Rio Cuiabá, localizados na área urbana de Cuiabá,foram desenvolvidos alguns estudos sobre a qualidade da água (RONDON LIMA, 2001; GUIMARÃES; PIRES; RONDON LIMA, 2004; LATORRACA; PRADO FILHO; GOMES, 2007; SANTOS, 2008; SILVINO, 2008; RONDON LIMA; LIMA, 2009; CASTRO JÚNIOR; MARTINS, 2010; KREISCHER; GONÇALVES; VALENTINI, 2012; SILVEIRA; GUARIENTI; RONDON LIMA, 2013; OLIVEIRA; SILVA, 2013; ROSIN et al., 2014; MORALECO et al., 2014). Nesses trabalhos, os autores buscaram mostrar como a ocupação desordenada do espaço físico e o lançamento de esgoto *in natura* nas sub-bacias são capazes de comprometer a qualidade dos recursos hídricos. Alguns estudos sobre as sub-bacias foram, a seguir, descritos pela importância de suas informações.

Rondon Lima e Lima (2009), no primeiro volume desta coletânea da Bacia do Rio Cuiabá, avaliaram a expansão temporal e espacial da poluição no Rio Cuiabá e seus afluentes, demonstrando que os volumes das cargas orgânicas afluentes aos córregos causaram alterações na qualidade da água, mas de forma irregular. Essa variação irregularindicou que a disponibilidade de um sistema coletor de esgoto, com estrutura de recalque e processo de tratamento, teve influência positiva sobre a qualidade de água dos córregos Prainha, Gambá, Barbado e Mané Pinto.

Guimarães, Pires e Rondon Lima (2004) analisaram as características químicas e biológicas das sub-bacias dos córregos Mané Pinto, Barbado, Prainha, Gambá e Ribeirão do Lipa, e observaram que todas elas apresentaram alterações em virtude de sua localização espacial, sazonalidade e lançamento de esgoto *in natura*, com diminuição

das concentrações de OD e aumento da carga orgânica, nutrientes, coliformes totais e termotolerantes da nascente para o exutório.

Latorraca, Prado Filho e Gomes (2007) avaliaram a qualidade da água em dois pontos localizados a montante e a jusante do lançamento de efluente tratado na sub-bacia do Córrego Ribeirão do Lipa, e observaram que a montante do lançamento as variáveis DBO, coliformes, óleos, graxas, sólidos, cor e ferro tiveram concentrações acima do estabelecido pela legislação e que a jusante houve piora dessas variáveis. Também analisando a sub-bacia do Córrego Ribeirão do Lipa, Santos (2008) verificou a influência do aterro sanitário de Cuiabá e constatou que os efluentes gerados do acúmulo de lixo impactaram diretamente a qualidade da água, com sinais visíveis de poluição na cor e odor, o que foi posteriormente confirmado nos resultados de DBO, turbidez, cor e *Escherichia coli*.

Castro Júnior e Martins (2010) analisaram algumas variáveis físicas e químicas, como pH, turbidez, condutividade elétrica, cor e concentração de íons, sódio e potássio em amostras de água da sub-bacia do Córrego Barbado, e verificaram forte degradação ambiental e aumento desses indicadores físico-químicos de montante para jusante, exceto o pH. Esses indicadores revelaram forte alteração da qualidade da água, mostrando a influência do lançamento de efluentes ao longo do curso do córrego. Kreischer, Gonçalves e Valentini (2012) analisaram aqualidade da água e indicadores socioeconômicos nessa mesma sub-bacia, verificando elevada degradação da água com resultados baixos de OD e altos de condutividade, especialmente devido ao despejo de efluentes domésticos *in natura*.

Oliveira e Silva (2013) determinaram a concentração de espécies metálicas como chumbo, cádmio, cobre, cromo e ferro em amostras

de água da sub-bacia do Córrego Barbado.Os autores verificaram que essas espécies permaneceram dentro do estabelecido pela legislação, com exceção do ferro e do chumbo, fator atribuído a possíveis fontes antrópicas, como o descarte de efluentes sanitários sem tratamento, resíduos sólidos e escoamento superficial.

Rosin et al. (2014) verificaram que a sub-bacia do Córrego Gambá sofre com o processo de urbanização sem planejamento, com desmatamento da vegetação natural, impermeabilização e supressão das APPs. Ao avaliar a qualidade da água, verificaram que turbidez, cor, pH, fósforo e nitrogênio aumentavam de montante para jusante ao longo de seu percurso devido ao aumento de lançamento de esgoto *in natura*.

Em termos de volume de água e área de drenagem, o Rio Coxipó é o principal tributário do Rio Cuiabá dentro da área urbana. Esse rio nasce no município de Chapada dos Guimarães e tem o seu curso inferior situado na região urbana de Cuiabá. Em estudo sobre qualidade da água, Silvino (2008) observou uma nítida deterioração na área urbana de Cuiabá,indicado principalmente pela concentração de *Eschericchia coli*. Essa degradação também foi observada por Gomes-Silva (2015), que verificou redução do índice de qualidade da água, principalmente pela alteração do pH, OD, fósforo total, turbidez e *E. coli*, relacionadas com o lançamento de efluentes não tratados.

Com vistas à complementação e ampliação do conhecimento sobre a qualidade da água e os fatores impactantes, que contribuem com o contínuo planejamento do crescimento urbano e para a gestão dos recursos hídricos na cidade de Cuiabá, foi realizado um estudo sobre a qualidade da água de cinco importantes córregos urbanos, conforme detalhado a seguir. Foi analisado um número maior de variáveis

químicas da água em relação aos estudos anteriores, especialmente metais, na nascente e na foz desses córregos, permitindo abordar a variação espacial da qualidade da água e sua relação com a ocupação da área de drenagem.

Avaliação da qualidade da água de cinco córregos urbanos

Caracterização da área de estudo

As análises de água foram efetuadas nos córregos Barbado, Gambá, São Gonçalo, Ribeirão do Lipa e Mãe Bonifácia, tributários da margem esquerda do Rio Cuiabá, todos com as nascentes e a foz localizadas na área urbana de Cuiabá, capital de Mato Grosso (Figura 1 e anexo).

A área de drenagem do Córrego Barbado localiza-se na porção centro-leste de Cuiabá, sendo uma das maiores da área urbana, com área de 14.047 km² e extensão de 7.545 metros da nascente ao exutório (SOUZA et al., 2012). Compreende uma área densamente ocupada que, de acordo com dados do IPDU em 2009, apresenta aproximadamente 55.664 habitantes e possui 9.333 domicílios ligados a rede de esgoto ou rede pluvial (CUIABÁ, 2009) (Tabela 1).

A Microbacia do Córrego Gambá está localizada integralmente no perímetro urbano de Cuiabá, tendo ao lado direito a Microbacia do Córrego Prainha e a sudeste-noroeste a do Córrego Barbado. Possui área de drenagem de 5.293 km² e curso total de 2,87 km. A sub-bacia faz parte de uma região densamente urbanizada que, de acordo com os dados do IPDU de 2009, apresenta aproximadamente 30.311

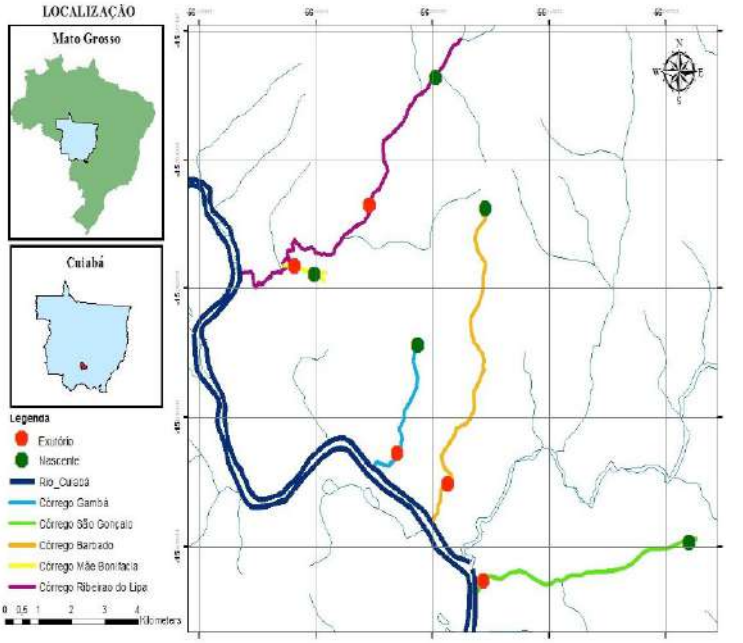
habitantes, composta por 12 bairros e com 5.694 domicílios ligados a rede de esgoto ou rede pluvial (CUIABÁ, 2009).

A nascente original desse córrego situava-se numa rua lateral, a Praça Dona Palmira, mas, devido à pavimentação, foi canalizada e passou a ser encontrada sob a forma de um tanque de concreto e pedra, construído na praça, sem vegetação e com água estagnada, havendo o crescimento de lodo que lhe confere aparência esverdeada.

A microbacia recebe em todo o seu trecho o impacto da urbanização, caracterizada por áreas com pavimentação e modificação do entorno da nascente, canalização aberta e fechada, ausência e ocupação das APPs, presença de resíduos sólidos e lançamento de efluentes.

A Microbacia do Córrego Mãe Bonifácia é integrante da sub-bacia do Córrego Ribeirão do Lipa, que por sua vez é afluente direto do Rio Cuiabá, na porção noroeste do perímetro urbano. Possui área de drenagem de aproximadamente 2.477 km². A microbacia apresenta uma área densamente ocupada, com aproximadamente 9.444 habitantes que, de acordo com os dados do IPDU de 2009, apresenta 1.626 domicílios ligados a rede de esgoto ou rede pluvial (CUIABÁ, 2009).

Figura 1. Localização da área de estudo com a indicação dos locais de coleta de água



Nota: Construção das autoras

Tabela 1. Condições ambientais da sub-bacia do Córrego Barbado

CONDIÇÃO DO CANAL	COMPRIMENTO (%)*
Canalização aberta	19,99
Canalização fechada	13,51
Sem mata ciliar (APP)	29,47
Com mais de 25 metros de mata ciliar	22,27
Com até 25 metros de mata ciliar	14,75
Ocupação urbana	62,97
Cobertura vegetal da área de drenagem	37,02

Legenda: * Corresponde a porcentagem do comprimento do córrego. Obtidos através da análise das imagens disponíveis no Google, com acesso em outubro de 2015, além de observações em campo. Nota: construção das autoras

Essa microbacia apresenta 62% de seu trecho com cobertura vegetal, sendo o Parque Mãe Bonifácia o principal responsável por esse alto percentual. Entretanto, 38% da microbacia apresentam canalização aberta, havendo a introdução de efluentes domésticos de galerias clandestinas e de água pluvial, resíduos sólidos, além de ausência e ocupação das áreas de APP.

A nascente canalizada da Microbacia do Córrego Mãe Bonifácia está localizada na Avenida Presidente Marques e tem duas saídas, uma delas libera água límpida e/ou água de limpeza dos filtros da Estação de Tratamento de Água da Rua São Sebastião (BARROS, 2009). A outra saída apresenta água com coloração e odor característico de efluente doméstico.

A microbacia do Córrego Ribeirão do Lipa possui área de aproximadamente 64 km², sendo que 36 km² estão dentro do perímetro urbano de Cuiabá, tendo como afluentes outros cursos d'água que também drenam importantes áreas do município de Cuiabá, como as microbacias dos córregos Baú, Mãe Bonifácia e Quarta-Feira (ALKMIM, 2011). A área do Córrego Ribeirão do Lipa encontra-se densamente ocupada com aproximadamente 51.881 habitantes, que de acordo com os dados do IPDU de 2009 é composta por 16 bairros e duas expansões urbanas, havendo 3.369 domicílios ligados a rede de esgoto ou rede pluvial (CUIABÁ, 2009).

Fonseca (2012) ponderou que a ocupação na sub-bacia do Ribeirão do Lipa tem ocorrido de forma a comprometer significativamente a qualidade do ambiente natural. Esse processo de urbanização resultou em desmatamento de grandes porções da vegetação nativa e matas ciliares, além de trazer o assoreamento dos córregos, cabeceiras e nascentes, decorrentes de sedimentos trazidos de

áreas caracterizadas por processos erosivos intensos, ou solos expostos. A autora constatou a pouca oferta dos serviços de coleta de esgoto e, também, a quase ausência de sistema de tratamento de efluentes, que tem transformado o Ribeirão e seus ramais em depósito preferencial para o lançamento das cargas orgânicas de esgoto doméstico e lixo. Quanto à gestão dos resíduos domiciliares, constatou-se que não supre 10%das necessidades da população e, além disso, a coleta seletiva ainda caminha de forma lenta.

A nascente do Ribeirão do Lipa apresenta ocupação das APPs, resíduos sólidos e efluentes domésticos, além de pouca vegetação, o que facilita a introdução de sedimentos para dentro da sub-bacia. Parte da sub-bacia, próxima à nascente, apresenta áreas intactas de preservação permanente, porém o restante é marcado pela intervenção urbana com a introdução de efluentes domésticos, resíduos sólidos e supressão da cobertura vegetal.

A sub-bacia do Córrego São Gonçalo tem sua nascente localizada no bairro São Francisco e encontra-se coberta por fundações de casas e degradada por fontes antrópicas, tal qual ocorre em toda a sub-bacia. Possui área de drenagem de aproximadamente 15.379 km² e apresenta região densamente ocupada, e de acordo com os dados do IPDU de 2009, tem aproximadamente 28.501 habitantes com 3.103 domicílios ligados a rede de esgoto ou rede pluvial (CUIABÁ, 2009).

Vários trechos da sub-bacia apresentam características de intervenções urbanas, que vão desde a pouca vegetação até a completa supressão da cobertura vegetal,em uma das margens (Tabela 2).

Tabela 2. Porcentagem da cobertura vegetal na sub-bacia do Córrego São Gonçalo em 2014

COBERTURA VEGETAL	**COMPRIMENTO (%)***
Escassa	9,59
Em uma das margens	19,03
Com até 25 metros de largura	71,38

Legenda: * Corresponde a porcentagem em função do comprimento do córrego

Nota: Construção das autoras

Coletas de água e medições em campo

As coletas das amostras de água superficial nos cinco córregos e as medições das variáveis físicas e químicas *in situ* foram feitas em 10 pontos nos meses de março e dezembro (chuva), e junho e outubro (estiagem) de 2014 (Tabela 3).

As determinações das variáveis físicas e químicas da água, como condutividade elétrica, pH, temperatura da água e do ar, e oxigênio dissolvido (OD), foram realizadas com medições *in situ*, com sonda multiparâmetros, enquanto as demais variáveis foram determinadas em laboratório, de acordo com os métodos descritos em APHA; AWWA; WEF (2012), com exceção do nitrogênio amoniacal que segue o procedimento descrito em ISO 14911:1998 (ISO, 1998), e as determinações de cloreto e sulfato que seguem procedimento descrito em DIONEX (2008).

Foram calculados a média e o desvio padrão de todas as variáveis em cada ponto de coleta amostrado, com exceção das amostras

coletadas para determinação de DBO, DQO, NTK, nitrito, nitrato e medições *in loco*, que foram apresentados em tabelas e gráficos *box-plot*. Para o agrupamento espacial dos pontos, conforme suas características semelhantes, foram usadas a análise hierárquica de agrupamento (AHA) e a análise discriminante (AD), com seleção das variáveis pelo modo "standard" e pelo modo "stepwise forward", ambos com validação a partir do modelo "jackknifed". Para identificar as variáveis mais representativas e independentes dos grupos, foi utilizada a análise fatorial (AF) juntamente com a análise de componentes principais (ACP).

Tabela 3. Localização dos pontos amostrais das sub-bacias urbanas de Cuiabá

CÓDIGO	**sub-bacia**	**DENOMINAÇÃO**
BAR-N	Barbado	Nascente
BAR-E	Barbado	Exutório
GAM-N	Gambá	Nascente
GAM-E	Gambá	Exutório
BON-N	Mãe Bonifácia	Nascente
BON-E	Mãe Bonifácia	Exutório
GON-N	São Gonçalo	Nascente
GON-E	São Gonçalo	Exutório
LIP-N	Ribeirão do Lipa	Nascente
LIP-E	Ribeirão do Lipa	Exutório

As análises estatísticas permitiram uma melhor identificação das variáveis que foram mais representativas em cada grupo, possibilitando encontrar respostas associadas ao uso e à ocupação na área de drenagem dos córregos.

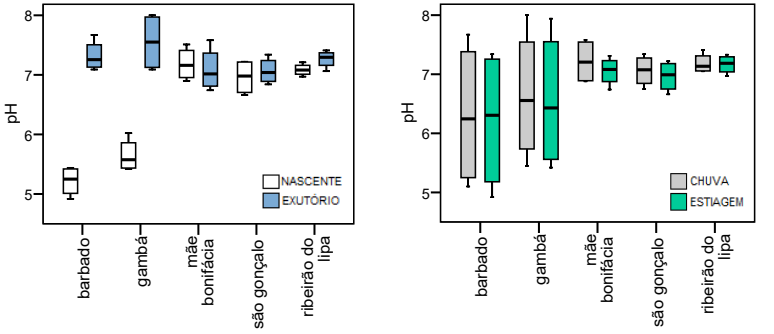
Foram obtidas ainda, com base em dados secundários, as seguintes informações de cada área de drenagem: quantidade de

habitantes (pop.), domicílios com rede de esgoto, cobertura vegetal (veget.), área, comprimento (comp.) e densidade populacional e porcentagem de cobertura vegetal ciliar dos córregos, nesse caso, por meio da análise das imagens disponíveis no Google Maps e de observações em campo.

Resultados e discussão das variações físicas e químicas

O pH variou de 4,9 a 8,0 e não foi evidenciada variação temporal nítida para os córregos estudados (Figura2). Os valores de pH mais baixos encontrados nas nascentes dos córregos Barbado e Gambá, que são as que menos sofrem interferências de resíduos antrópicos, não podem ser considerados resultados do impacto no uso e ocupação, uma vez que se trata de uma condição natural, relacionada à hidrogeoquímica da região.

Figura 2. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial de pH, em cinco córregos urbanos de Cuiabá, em 2014



Nota: Construção das autoras

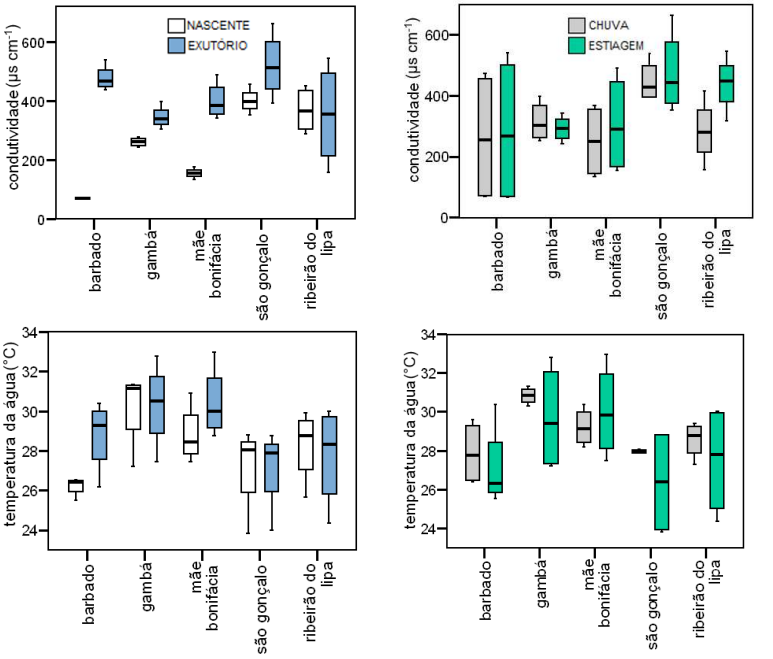
Em estudo apresentado por Babović et al. (2011), foi observado que em locais com introdução de resíduos industriais e/ou urbanos houve aumento nos valores de pH, devido à proliferação de algas e

macrófitas que reduziram a quantidade de dióxido de carbono. Nesse sentido, é muito provável que os valores mais elevados de pH, medidos principalmente nos pontos de exutório, tenham sido alterados por essas condições.

A condutividade elétrica apresentou diferença temporal significativa apenas no Córrego Ribeirão do Lipa, com valores mais elevados no período de estiagem (Figura3), que pode ser devida à ausência de precipitação associada à alta evaporação do corpo d'água e, consequentemente, aumento da concentração de sais na água. Nos córregos Barbado, Gambá, São Gonçalo e Mãe Bonifácia ocorreram maiores valores de condutividade no ponto do exutório, devido à entrada de efluentes urbanos em seu percurso, promovendo o aumento de íons e sais (BABOVIĆ et al., 2011).

A temperatura da água dos córregos, com exceção do Córrego Barbado, apresentou maiores valores na estiagem (Figura 3), sem diferença significativa entre nascente e exutório, o que pode ser atribuído à diminuição do fluxo de água, pela baixa ou inexistente precipitação e a falta das APPs, que reduzem o resfriamento da água. A nascente do Córrego Barbado, por sua vez, se situa em área de parque com vegetação preservada, o que justifica as temperaturas mais baixas.

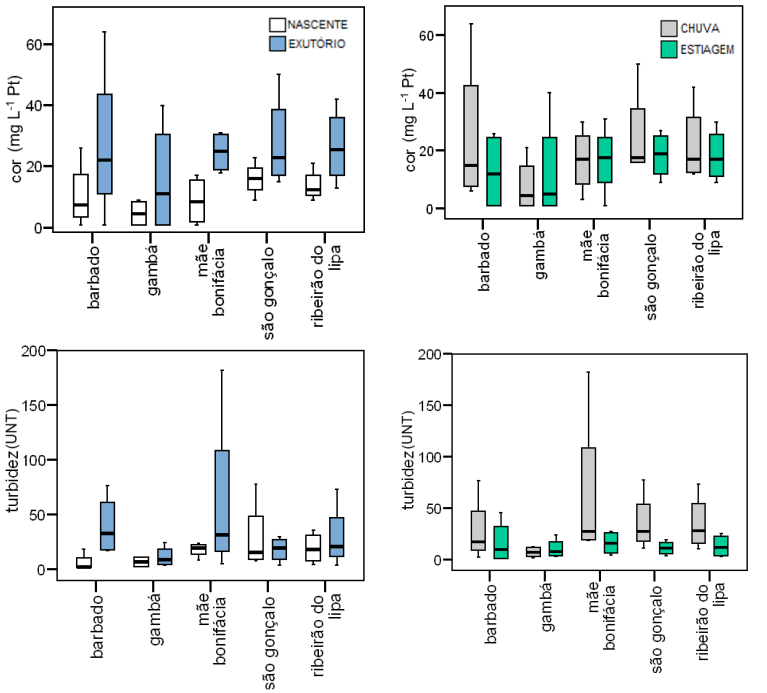
Figura 3. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial de condutividade e temperatura da água, em cinco córregos urbanos de Cuiabá, em 2014



Nota: Construção das autoras

As variações observadas entre valores mínimos e máximos de cor verdadeira (1 mg.L^{-1} Pt e 64 mg.L^{-1} Pt)e turbidez (1,15 NTU e 182,10 NTU) (Figura 4) foram mais marcantes no período chuvoso e nos exutórios e estão relacionadas à maior precipitação nessa época, à lixiviação das vias urbanas e à introdução de efluentes domésticos e/ou industriais que são evidenciados nos exutórios dos córregos. Outros fatores que intensificam essas variáveis são a disposição de resíduos sólidos e a erosão das margens isenta APPs (BABOVIĆ et al., 2011; DEYCARD et al., 2014).

Figura 4. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial da cor verdadeira e turbidez, em cinco córregos urbanos de Cuiabá, em 2014



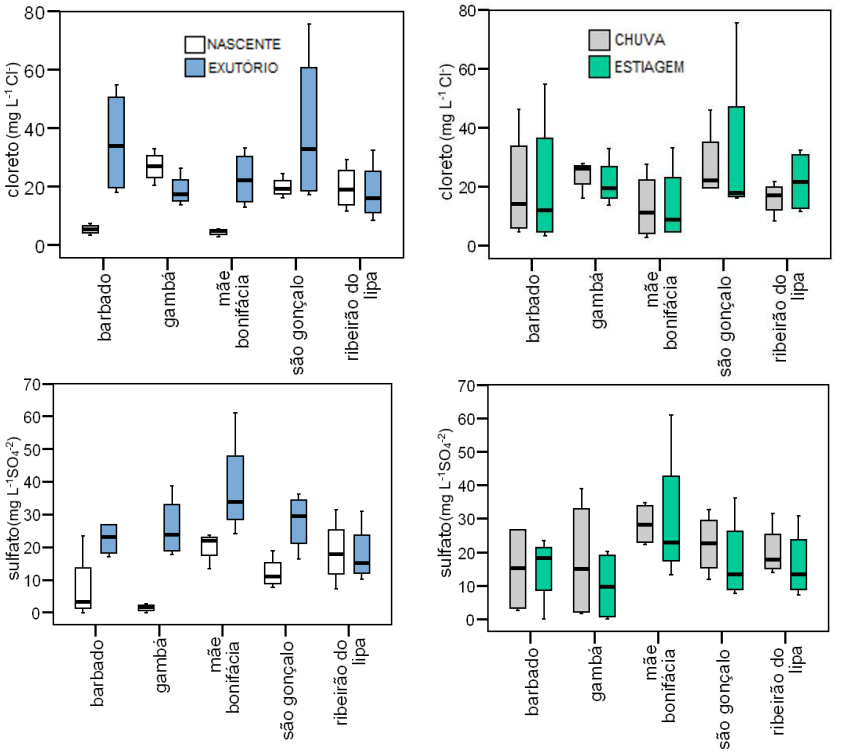
Nota: Construção das autoras

As concentrações de cloreto não apresentaram variação temporal significativa, porém houve uma larga faixa de valores com mínimode 2,94 mg.L^{-1} e máximode 75,7 mg.L^{-1} nos córregos estudados (Figura 5), sendo que as maiores concentrações ocorreram no exutório e no período de estiagem. Essas variações podem estar relacionadas à baixa diluição do corpo hídrico, devido à diminuição da precipitação no período de estiagem, à introdução de efluentes domésticos e/ou industriais e pela própria adição de cloro nas águas tratadas que são dispostas ao longo do curso dos córregos (PALACIO et. al. 2011; NOZAKI et al., 2014; SULAIMAN et al., 2014).

Muito embora tenha havido tendência de valores mais elevados no período chuvoso nos córregos Barbado e Gambá e na estiagem nos córregos São Gonçalo, Ribeirão do Lipa e Mãe Bonifácia, não ficou evidente a variação temporal da concentração de sulfato (Figura 5). Por outro lado, a variação espacial foi nítida, com maiores concentrações no exutório de todos os córregos.

A presença de sulfato nos córregos foi influenciada pela introdução de carga orgânica e descargas diárias de efluentes no percurso do corpo hídrico. Vale destacar que os resultados mais elevados no Córrego Mãe Bonifácia se devem provavelmente ao lançamento de resíduos da Estação de Tratamento de Água localizada a montante da nascente, que utiliza sulfato de alumínio no tratamento. Em algumas coletas, observou-se *in loco* aumento brusco no volume de água nesse ponto, decorrente da descarga dessa ETA.

Figura 5. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial de cloreto e sulfato, em cinco córregos urbanos de Cuiabá, em 2014

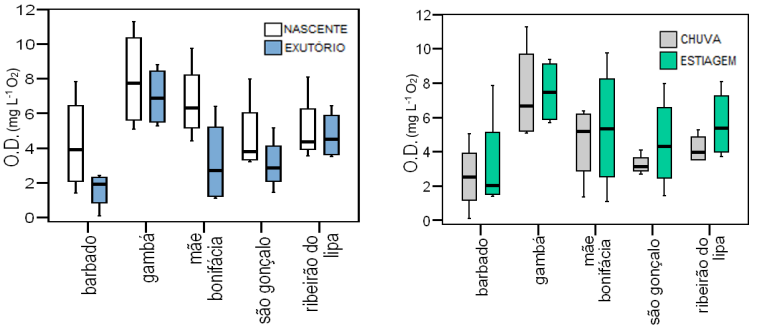


Nota: Construção das autoras

Os teores de OD não apresentaram diferença temporal e espacial estatisticamente significativa, variando de 0,1 mg.L^{-1} O_2a 11,3 mg.L^{-1} O_2 (Figura 6), sendo que as maiores concentrações ocorreram na nascente e no período de estiagem. O Córrego Gambá apresentou na nascente alta concentração de OD no período chuvoso, o que pode ser justificado tomando por base o estudo de Babović et al. (2011), que relaciona a concentração altíssima de ODao crescimento excessivo de plantas e à alta atividade fotossintética, uma vez que nesse ponto observou-se excessiva proliferação de algas.

As menores concentrações de OD encontradas no exutório de todos os córregos devem-se à presença de matéria orgânica biodegradável existente nos efluentes domésticos, pois quanto maior for sua quantidade maior será a densidade de microrganismos decompositores, resultando em maior quantidade de oxigênio consumido pela respiração desses organismos (BU et al., 2014; NOZAKI et al., 2014).

Figura 6. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial de OD, em cinco córregos urbanos de Cuiabá em 2014



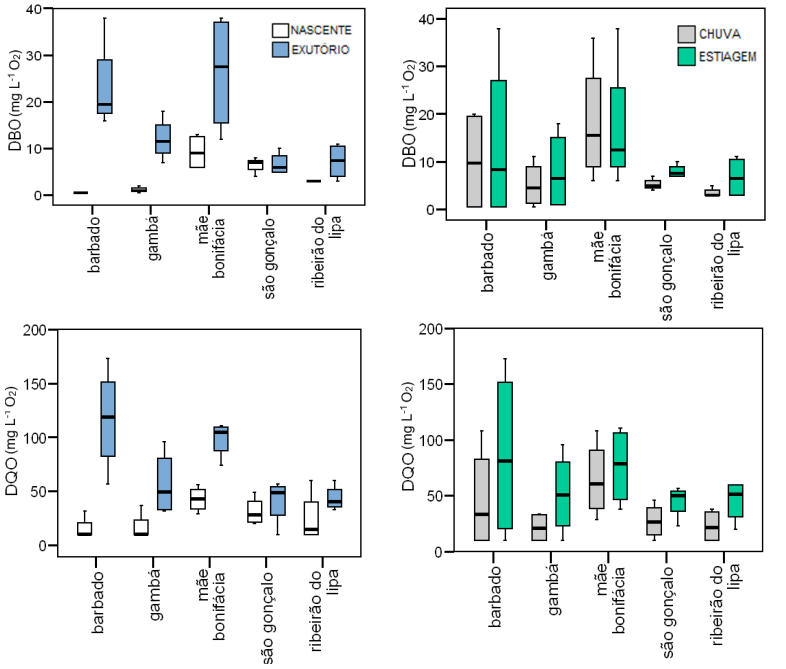
Nota: Construção das autoras

Fonseca e Salvador (2005) consideram que a diminuição dos teores de OD durante o período chuvoso é devido à relação inversa entre a temperatura e a concentração de OD no corpo d'água, bem como pelo carreamento de matéria orgânica das áreas de drenagem e das atividades que são desenvolvidas próximas ao córrego. Além disso, na época de chuva, com o aumento do volume da água, ocorre redução no contato com as rugosidades do leito que desfavorecem a aeração pelo fluxo, ou seja, além de aumentar as demandas por OD nessa época, ocorre redução em seu aporte.

As variações observadas nas concentrações de DBO e DQO evidenciaram claramente a diferença temporal e espacial (Figura 7), com aumento no período de estiagem nos exutórios, o que pode ser devido à falta de precipitação, e,consequentemente, redução da capacidade de diluição da carga orgânica e inorgânica que demanda OD no corpo d'água.

Outros fatores, como a localização dos córregos em regiões com adensamento urbano e com introdução de fontes ininterruptas de efluentes domésticos e/ou industriais, também aumentam a DQO e DBO (ULLAH et al., 2013; BU et al., 2014; MEI et al., 2014).

Figura 7. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial de DBO e DQO, em cinco córregos urbanos de Cuiabá, em 2014

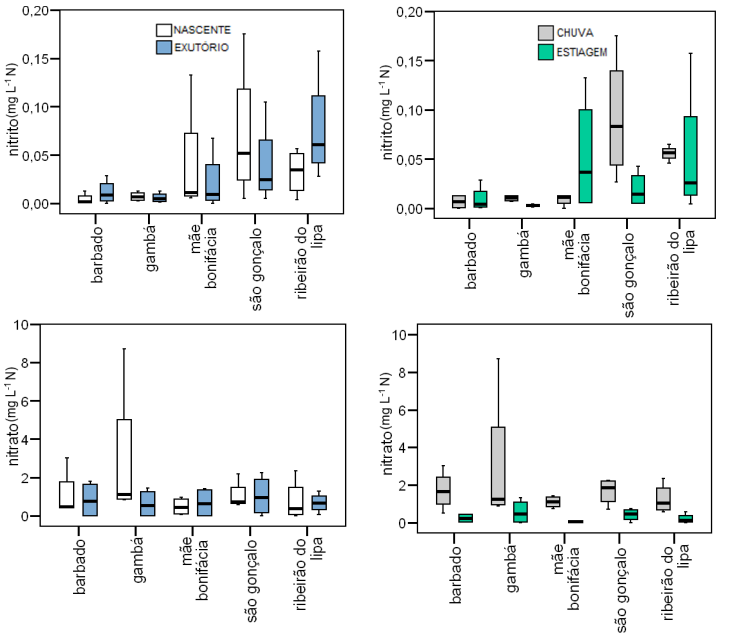


Nota: Construção das autoras

As concentrações de nitrito e nitrato evidenciaram claramente a diferença temporal e espacial nos córregos (Figura 8). Para nitrito, houve maior disponibilidade no período chuvoso. Nas nascentes doscórregos São Gonçalo e Mãe Bonifácia, bem como nos exutórios do Barbado e Ribeirão do Lipa, houve maiores concentrações de nitrito, indicando que predomina nesses corpos d'água a disposição de carga orgânica recente devido à instabilidade química dessa forma nitrogenada (KANNEL et al., 2007; BU et al., 2014).

Para o nitrato, houve maior concentração no período chuvoso em todos os córregos, podendo ser justificado pela elevada solubilidade deste íon, que favorece seu escoamento e lixiviação no solo das áreas de drenagem (BU et al., 2014; SULAIMAN et al., 2014).

Figura 8. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial de nitrito e nitrato, em cinco córregos urbanos de Cuiabá, em 2014



Nota: Construção das autoras

Foram observadas concentrações mais elevadas de nitrogênio amoniacal, NTK e fósforo total no período de estiagem e nos exutórios (Figura9). Nesses pontos, houve acréscimo significativo de nitrogênio amoniacal e fósforo total nos córregos Barbado, Gambá e Mãe Bonifácia, e de NTK no Barbado e no Gambá, com concentrações acima da média em relação aos outros córregos.

A ocorrência de elevados teores desses compostos é indicativa do lançamento de efluentes domésticos e/ou industriais em todo o percurso dos córregos, como pode ser observado *in loco* nas áreas de drenagem dos córregos Barbado e Gambá, por estarem em regiões com adensamento urbano. Nos estudos de Halstead et al. (2014) e Mei et al. (2014), foi observado que as áreas com elevada taxa de urbanização apresentavam altas concentrações de NTK como resultado da contaminação das águas por efluentes domésticos.

Bollmann e Marques (2006) relatam que a concentração de fósforo é influenciada pelas características da área de drenagem e das atividades que são desenvolvidas próximas a ela e, por isso, resultados mais elevados podem ser notados em rios com uma ação antrópica maior, como ocorre no percurso dos córregos em estudo devido ao lançamento de esgoto doméstico *in natura*.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, a introdução de matéria orgânica nos córregos e a diminuição do fluxo de água no período de estiagem provocam a lentidão do processo de nitrificação, comprometendo a conversão de nitrogênio amoniacal em outras espécies nitrogenadas (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2013; BU et al., 2014; MEI et al., 2014).

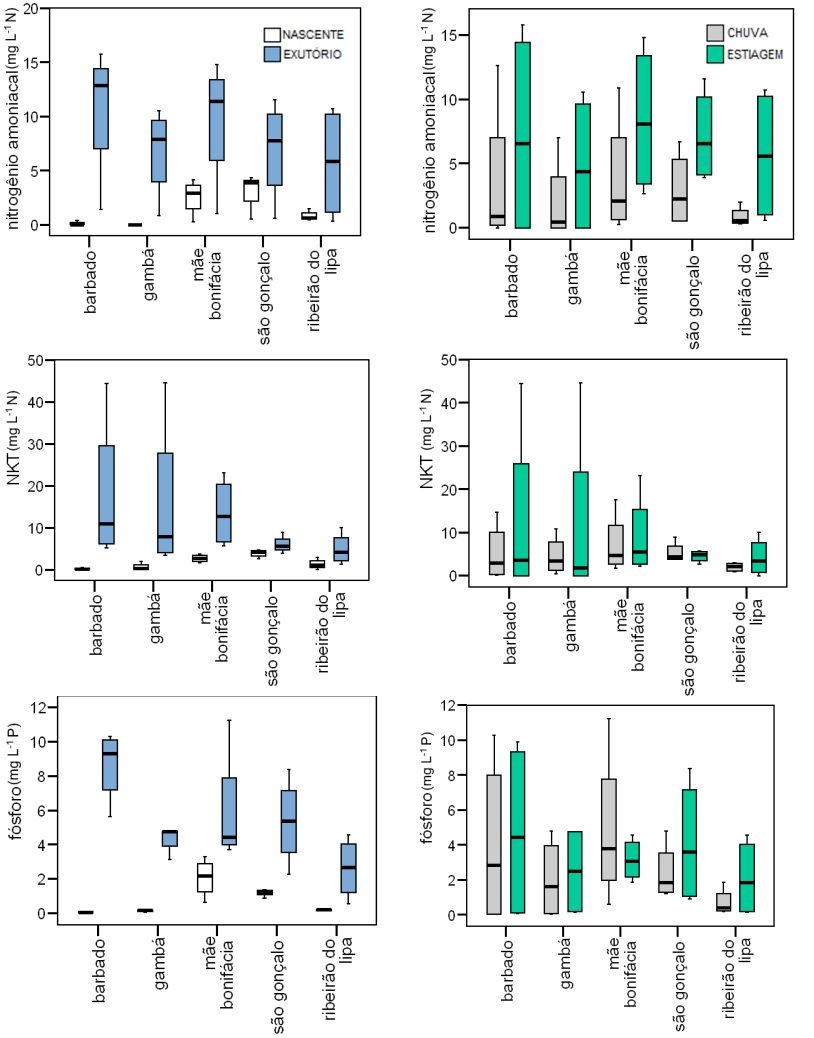
Metais

As concentrações de alumínio e ferro foram similares temporal e espacialmente, com tendência a resultados mais elevados no período chuvoso e nos exutórios dos córregos (Figura 10), havendo aumento expressivo de ambos os metais no Córrego Mãe Bonifácia (8,4 ± 2,1 $mg.L^{-1}$ de Al e 6,4 ± 2,1 $mg.L^{-1}$ de Fe).

Essas concentrações de metais indicam a influência antrópica, como também destacado por Butu (2013), que atribuiu à ocupação urbana os níveis mais elevados de concentração dos poluentes metálicos, cuja ocorrência advém, em sua maioria, das atividades humanas. No caso do Córrego Mãe Bonifácia, as concentrações elevadas de alumínio observadas devem-se provavelmente à disposição da água de limpeza dos filtros da Estação de Tratamento de Água, situada em sua área de drenagem, que utiliza o sulfato de alumínio como agente floculante.

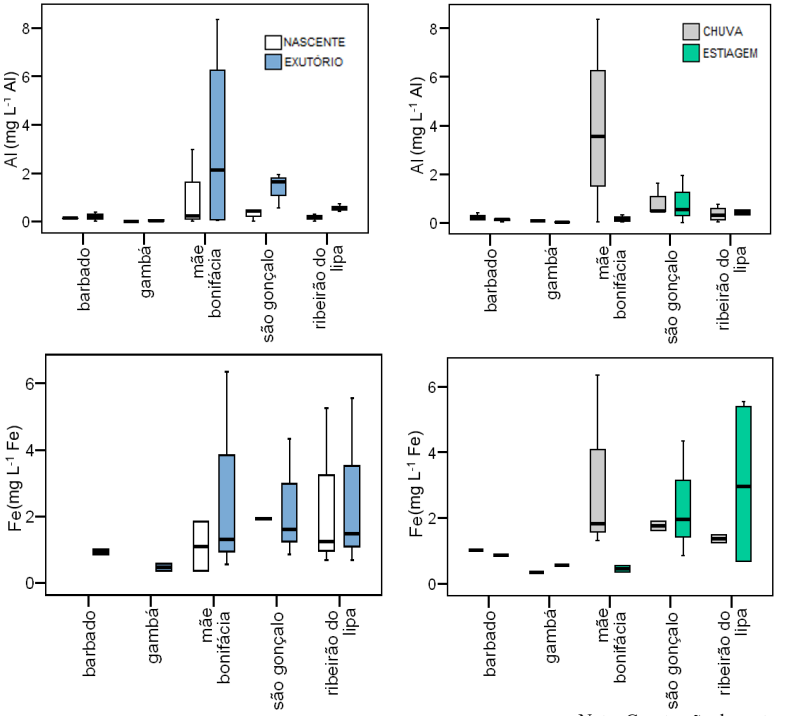
A presença elevada de ferro pode ser causada pelo contínuo descarte de resíduos das áreas urbanas, como a emissão de atividades de fundição e de efluentes de esgotos não tratados (MORUZZI; REALI, 2012).

Figura 9. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial de nitrogênio amoniacal, NTK e fósforo total, em cinco córregos urbanos de Cuiabá, em 2014



Nota: Construção das autoras

Figura 10. Gráficos *box-plot* com a variação temporal e espacial de alumínio e ferro, em cinco córregos urbanos de Cuiabá, em 2014



Nota: Construção das autoras

A concentração dos metais manganês (Mn), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e níquel (Ni) não apresentou variação espacial significativa para os córregos (Tabela 4). Apesar dos valores elevadosnos córregos São Gonçalo e Ribeirão do Lipa, essas concentrações não foram superiores aos limites da legislação devido ao enquadramento transitório (Resolução CEHIDRO nº70 e 71 de 2014).

O manganês apresentou tendência de concentrações mais elevadas na estiagem, enquanto que para os demais metais essa tendência ocorreu no período chuvoso. A contribuição de manganês nos córregos pode ser atribuída tanto àlixiviação e/ou erosão do solo

exposto durante o período chuvoso quanto à entrada contínua de efluentes e resíduos de detritos urbanos (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

As concentrações dos metais tóxicos cromo, chumbo, cádmio, cobre e níquel foram mais elevadas nos córregos estudados do que observado no Rio Cuiabá (GONÇALVES et al., 2015). Essas altas concentrações podem ser atribuídas a fontes antrópicas que intensificam a disponibilidade desses metais no corpo hídrico, como lixiviados de resíduos sólidos (bateria, pilha, lixo urbano), efluentes industriais, esgoto *in natura* e emissões veiculares, que são de comum ocorrência em área populosa e urbana (AZEVEDO; CHASIN, 2003; SEKABIRA et al., 2010).

Análise dos resultados frente ao enquadramento provisório dos córregos

Dentre os córregos avaliados, o São Gonçalo e o Ribeirão do Lipa e o exutório do Córrego Barbado apresentam enquadramento provisório em classes e metas progressivas de cinco e dez anos, proposto pelas resoluções nº 68-71/2014 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (MATO GROSSO, 2014a; 2014b; 2014c; 2014d), conforme apresentado na Tabela 5.

Os resultados de DBO encontrados no BAR-E, GON-E e LIP-N estão abaixo dos valores estipulados pelas resoluções, enquanto que o GON-N está acima desses valores. No entanto, em LIP-E os valores médios de DBO foram próximos aos limites estabelecidos na Resolução CEHIDRO nº 70/2014 (MATO GROSSO, 2014c), apresentando valores ora abaixo ora acima desses limites.

Moura (2018) ponderou, a partir dos valores medidos de DBO no período de chuva e de estiagem na sub-bacia do São Gonçalo, que o enquadramento não está adequado às características de qualidade do manancial. A autora constatou que são necessárias intervenções para que os padrões exigidos pela Resolução CEHIDRO n° 71/2014 (MATO GROSSO, 2014d) sejam cumpridos nos trechos 1 (nascente) e 2 (porção central). Destaca ainda que, para o trecho 3 (foz) desse córrego, a mesma resolução admite que a qualidade do manancial seja ainda mais degradada do que já está, porém o maior valor de DBO determinado por Moura (2018) em 12 meses de amostragem foi de 11 mg/L, enquanto a referida resolução tem meta de 17 mg/L em 10 anos.

Tabela 4. Resultados médios e desvios padrão de manganês (Mn), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), níquel (Ni) e cromo (Cr) em $mg.L^{-1}$

MÊS	CÓRREGO	Mn	DP**	Cd	DP**	Cr	DP**	Cu	DP**	Ni	DP**	Pb	DP**
Março	BAR-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	**0,036**	0,015	<0.005*	-
	BAR-E	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	0,017	0,001	<0.005*	-
	GAM-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	0,017	0,002	<0.005*	-
	GAM-E	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	0,015	0,002	<0.005*	-
	BON-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	0,004	0,001	0,011	0,002
	BON-E	<0,05*	-	**1,093**	0,014	**0,331**	0,018	**0,025**	0,0002	<0.002*	-	**0,032**	0,013
	GON-N	<0,05*	-	1,614	0,076	0,109	0,029	<0.0002*	-	<0.002*	-	0,078	0,013
	GON-E	<0,05*	-	1,695	0,080	0,269	0,162	<0.0002*	-	<0.002*	-	0,100	0,013
	LIP-N	<0,05*	-	1,667	0,034	0,079	0,027	0,008	0,0071	<0.002*	-	0,011	0,005
	LIP-E	<0,05*	-	1,619	0,028	0,259	0,131	<0.0002*	-	<0.002*	-	0,061	0,002
Junho	BAR-N	<0,05*	-	<0.02*	-	**0,155**	0,005	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BAR-E	<0,05*	-	<0.02*	-	0,169	0,018	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GAM-N	<0,05*	-	<0.02*	-	**0,192**	0,045	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GAM-E	<0,05*	-	<0.02*	-	**0,199**	0,025	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BON-N	<0,05*	-	<0.02*	-	**0,164**	0,085	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BON-E	<0,05*	-	<0.02*	-	0,021	0,010	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GON-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GON-E	0,246	0,008	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	LIP-N	0,117	0,008	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	LIP-E	0,328	0,014	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-

Continua

MÊS	CÓRREGO	Mn	DP**	Cd	DP**	Cr	DP**	Cu	DP**	Ni	DP**	Pb	DP**
Março	BAR-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	**0,036**	0,015	<0.005*	-
	BAR-E	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	0,017	0,001	<0.005*	-
	GAM-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	0,017	0,002	<0.005*	-
	GAM-E	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	0,015	0,002	<0.005*	-
	BON-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	0,004	0,001	0,011	0,002
	BON-E	<0,05*	-	**1,093**	0,014	**0,331**	0,018	**0,025**	0,0002	<0.002*	-	**0,032**	0,013
	GON-N	<0,05*	-	1,614	0,076	0,109	0,029	<0.0002*	-	<0.002*	-	0,078	0,013
	GON-E	<0,05*	-	1,695	0,080	0,269	0,162	<0.0002*	-	<0.002*	-	0,100	0,013
	LIP-N	<0,05*	-	1,667	0,034	0,079	0,027	0,008	0,0071	<0.002*	-	0,011	0,005
	LIP-E	<0,05*	-	1,619	0,028	0,259	0,131	<0.0002*	-	<0.002*	-	0,061	0,002
Junho	BAR-N	<0,05*	-	<0.02*	-	**0,155**	0,005	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BAR-E	<0,05*	-	<0.02*	-	0,169	0,018	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GAM-N	<0,05*	-	<0.02*	-	**0,192**	0,045	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GAM-E	<0,05*	-	<0.02*	-	**0,199**	0,025	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BON-N	<0,05*	-	<0.02*	-	**0,164**	0,085	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BON-E	<0,05*	-	<0.02*	-	0,021	0,010	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GON-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GON-E	0,246	0,008	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	LIP-N	0,117	0,008	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	LIP-E	0,328	0,014	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-

Continua

MÊS	CÓRREGO	Mn	DP**	Cd	DP**	Cr	DP**	Cu	DP**	Ni	DP**	Pb	DP**
Outubro	BAR-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BAR-E	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GAM-N	<0,05*	-	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GAM-E	<0,05*	-	<0.02*	-	0,025	0,005	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BON-N	<0,05*	-	<0.02*	-	0,050	0,036	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	BON-E	<0,05*	-	<0.02*	-	0,023	0,024	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GON-N	0,074	0,010	<0.02*	-	0,015	0,005	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	GON-E	0,356	0,022	<0.02*	-	0,021	0,016	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	LIP-N	0,268	0,014	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
	LIP-E	0,324	0,013	<0.02*	-	<0.002*	-	<0.0002*	-	<0.002*	-	<0.005*	-
Dezembro	BAR-N	<0,05*	-	**0,304**	0,042	0,016	0,000	0,0037	0,0009	**0,046**	0,011	**0,022**	0,022
	BAR-E	0,081	0,006	0,241	0,044	0,012	0,000	0,0138	0,0005	0,023	0,021	0,046	0,012
	GAM-N	0,044	0,001	**0,216**	0,082	0,025	0,027	0,0069	0,0012	**0,031**	0,006	**0,042**	0,017
	GAM-E	<0,05*	-	**0,202**	0,099	<0.002*	-	0,0078	0,0052	0,013	0,006	**0,028**	0,008
	BON-N	<0,05*	-	**0,119**	0,049	0,034	0,028	0,0071	0,0017	**0,032**	0,002	**0,056**	0,023
	BON-E	**0,117**	0,016	**0,076**	0,000	**0,155**	0,042	**0,0443**	0,0056	0,017	0,009	**0,085**	0,026
	GON-N	0,123	0,005	0,069	0,005	0,221	0,000	0,0013	0,0020	0,031	0,019	0,094	0,046
	GON-E	0,383	0,008	0,015	0,009	0,051	0,000	<0.0002*	-	0,033	0,000	0,035	0,029
	LIP-N	0,236	0,009	0,079	0,013	0,110	0,150	<0.0002*	-	<0.002*	-	0,037	0,034
	LIP-E	0,025	0,007	0,035	0,031	0,003	0,000	0,0007	0,000	<0.002*	-	0,049	0,011

Legenda: *Equivale a resultados abaixo de limite de detecção (LD). **DP equivale ao desvio padrão. Resultados que não atendem àResolução CONAMAnº 357/2005 estão em negrito. (-) Não se aplica.

Nota: Construção das autoras

As metas propostas na Resolução CEHIDRO n° 68 a 71/2014 sugerem valores ora super ora subestimados para os córregos. Uma vez que o enquadramento dos corpos d'água deve ser usado como instrumento de planejamento, que não vise necessariamente àsituação atual do corpo hídrico e sim àqualidade que se pretende alcançar, de modo a viabilizar os usos pretendidos e a melhoria contínua, é visível a necessidade de intervenção e readequação das classes definidas pelas respectivas resoluções.

Desse modo, os exutórios dos córregos Barbado e São Gonçalo e as nascentes do Córrego Ribeirão do Lipa requerem enquadramento e metas mais restritivas, enquanto que a nascente do Córrego São Gonçalo e exutório do Córrego Ribeirão do Lipa necessitam de readequações no enquadramento e nas metas estipuladas para esses trechos, possibilitando, assim, a gestão e o adequado controle na disposição inadequada de resíduos.

Tabela 5. Resultados médios de DBO ($mg.L^{-1}$ O_2) obtidos neste estudo e do enquadramento provisório dos córregos urbanos de Cuiabá

	Ponto/	ENQUADRAMENTO PROVISÓRIO			
Mês	Córrego	DBO			DBO
		Meta 5 anos	Meta 10 anos	Classe	Neste estudo
	BAR-E	54	52	4	20
	GON-N	5	5	2	7
Março	GON-E	19	17	4	5
	LIP-N	9	7	3	3
	LIP-E	9	7	3	5
	BAR-E	54	52	4	16
	GON-N	5	5	2	7
Junho	GON-E	19	17	4	7
	LIP-N	9	7	3	3
	LIP-E	9	7	3	11
	BAR-E	54	52	4	38
	GON-N	5	5	2	8
Outubro	GON-E	19	17	4	10
	LIP-N	9	7	3	3
	LIP-E	9	7	3	10
	BAR-E	54	52	4	19
	GON-N	5	5	2	4
Dezembro	GON-E	19	17	4	5
	LIP-N	9	7	3	3
	LIP-E	9	7	3	3

Nota: Construção das autoras

Qualidade da água e ocupação das sub-bacias

A análise hierárquica de agrupamentos (AHA) reuniu as variáveis físicas e químicas que mais são semelhantes nos córregos,

formando o Grupo A (córregos Barbado e Gambá), Grupo B (córregos São Gonçalo e Ribeirão do Lipa) e Grupo C (Córrego Mãe Bonifácia). Na análise discriminante modo "standard", a classificação das variáveis discriminantes dos córregos resultou na precisão de 77%. No modo "stepwise forward", a classificação das variáveis discriminantes se mantém, porém com um número menor de variáveis que foram adicionadas passo a passo, resultando na precisão de 81%, sendo consideradas as variáveis: alumínio, ferro, nitrito, nitrogênio amoniacal, pH, condutividade elétrica, temperatura da água e DBO, como discriminantes.

Essas variáveis, juntamente com a ACP/AF, foram correlacionadas com as informações gerais de cada área de drenagem (Tabela 6). O Grupo A compõe os córregos cuja área de drenagem encontra-se com intenso processo de urbanização devido à elevada densidade populacional e de intervenção urbana, além da menor porcentagem de vegetação ciliar de todos os grupos. As variáveis que apresentaram maior representatividade foram: alumínio, ferro, nitrogênio amoniacal, pH, condutividade elétrica, DBO e temperatura da água. As variáveis alumínio, ferro, pH, condutividade elétrica e temperatura da água são indicadores da composição geoquímica dos solos, principalmente do escoamento superficial e das águas pluviais da área urbana, enquanto nitrogênio amoniacal e DBO são indicativos de presença de matéria orgânica em degradação na água.

O Grupo B é composto pelos córregos Ribeirão do Lipa e São Gonçalo, que apresentam a área de drenagem com maior faixa de vegetação, menor densidade populacional e menor porcentagem de domicílios ligados à rede de esgoto dentre as sub-bacias estudadas, uma vez que estão em zona de expansão urbana. As variáveis que

apresentaram maior representatividade foram: nitrogênio amoniacal, condutividade elétrica, DBO, nitrito e temperatura da água. As variáveis representativas desse grupo sugerem maior contribuição urbana, provavelmente devido à baixa cobertura da rede de esgoto. Corrobora essa afirmação o fato de a variável nitrito – que é considerada indicadora de lançamento de carga orgânica recente – ser representativa nesse grupo (BU et al., 2014).

O Grupo C é composto apenas pelo Córrego Mãe Bonifácia, queapresenta porcentagem de vegetação ciliar semelhante ao Grupo B, devido à presença do Parque Mãe Bonifácia em sua área de drenagem, e com densidade populacional e porcentagem de domicílios ligados à rede de esgoto ou pluvial da mesma ordem de grandeza do grupo A. Tais aspectos urbanos levaram à sua classificação em outro grupo.

As variáveis que apresentaram maior representatividade no Grupo C foram: alumínio, ferro, pH, condutividade elétrica, nitrito e temperatura da água. Essas são indicadoras da baixa qualidade da água, principalmente devido à contribuição da limpeza dos filtros da Estação de Tratamento de Água, que se localiza a montante do ponto BON-N, e de nutrientes, pelo aporte de efluentes domésticos e escoamento urbano até o parque.

Outro fator observado no Grupo A e também nos grupos B e C é a quantidade de domicílios ligados à rede de esgoto ou pluvial que utiliza os córregos como via de descarte de efluentes domésticos, sendo, portanto, o principal fator responsável pela representatividade das variáveis: nitrogênio amoniacal, nitrito e DBO nesses grupos.

Tabela 6. Dados de uso e ocupação da área de drenagem dos córregos urbanos de Cuiabá

GRUPO	CÓRREGO	POP.[A] (hab.)	MÉDIA DE DOMICÍLIOS[B]	DOMICÍLIOS COM ESGOTO[A]	%DOMICÍLIOS COM ESGOTO	VEGET.[C] %	ÁREA (m^2)	COMP. (m)	POP./km^2
A	Barbado	55.664	17.395	9.333	54	30-40	14.046.875	7.545	664,4
	Gambá	30.311	9.472	5.694	60	-	5.292.969	2.870	1075,8
B	São Gonçalo	28.501	8.907	3.103	35	60-70	15.379.859	6.413	201,8
	Ribeirão do Lipa	51.881	16.213	3.369	21	90-100	36.789.062	4.188	91,6
C	Mãe Bonifácia	9.444	2.951	1.626	55	60-70	2.477.109	1.559	656

Legenda:[A] Dados do IPDU de 2009 (CUIABÁ, 2009); [B] Cálculo equivalente a 3,2 hab./domicílio (IBGE, 2010); [C] Cobertura vegetal ao longo do canal do córrego

Nota: Construção das autoras

Conclusão

A deterioração da qualidade da água observada nos córregos Barbado, Gambá, São Gonçalo, Ribeirão do Lipa e Mãe Bonifácia evidenciou o forte impacto antropogênico causado pelo processo de urbanização. A tendência temporal e espacial, caracterizada pela elevada concentração e/ou variação da maior parte das variáveis no exutório e no período chuvoso, e a ocorrência de elementos tóxicos como cádmio, cromo, cobre, chumbo e níquel, foram os principais indicadores dessa deterioração.

Apesar disso, os valores máximos registrados para algumas variáveis não excederam os limites estabelecidos na Resolução

CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) para cada classe, na qual estão enquadrados esses córregos ou seus trechos, mas representam fortes indícios de alterações na qualidade da água. As variáveis OD, DBO, nitrogênio amoniacal, fósforo total, alumínio, ferro, manganês, cádmio, cromo, cobre, chumbo e níquel apresentaram, para os córregos ou trechos pertencentes à classe 2, resultados em desacordo com essa legislação, indicando que os múltiplos usos da água estão comprometidos devido ao uso para a diluição de esgoto doméstico.

Por meio das análises integradas, verificou-se que o Grupo C, composto apenas pelo Córrego Mãe Bonifácia foi o que apresentou pior qualidade da água em comparação com o Grupo A, formado pelos **córregos** Barbado e Gambá, e com o Grupo B, formado pelos córregos São Gonçalo e Ribeirão do Lipa. De maneira geral, as causas de variação na qualidade da água nesses grupos são a urbanização e o uso e ocupação de cada área de drenagem, que recebem diversas contribuições urbanas, como efluentes domésticos, escoamento urbano e lixiviação do solo.

Vale destacar ainda que, como previsto nas Resoluções do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de nº 68-71(MATO GROSSO, 2014a; 2014b; 2014c; 2014d), a revisão do enquadramento transitório desses córregos deve considerar, como metas, a melhoria da qualidade da água, visando à recuperação desses ambientes e ao enquadramento em classes mais restritivas dos trechos de classe 3 e 4, para que esses córregos deixem de ser usados apenas para a diluição e transporte de efluentes urbanos e reduzam a carga de poluentes que aportam ao Rio Cuiabá.

Outro aspecto a ser destacado diz respeito à necessidade de manutenção e/ou ampliação da vegetação ciliar remanescente dos

córregos estudados, por se tratar de importante componente ambiental que contribui para a melhoria da qualidade da água e redução do escoamento superficial na época da chuva, que de forma difusa transporta poluentes e contaminantes aos córregos.

Os resultados deste estudo apontam para a necessidade de adequação do planejamento e da gestão dos recursos hídricos, com vistas ao devido ordenamento da ocupação urbana das áreas de drenagem e àadequada implantação e/ou ampliação de sistemas de coleta e tratamento de efluente doméstico, fatores esses que alteram a qualidade da água desses córregos e, por conseguinte, do Rio Cuiabá, do qual esses córregos são afluentes diretos ou indiretos, um importante contribuinte do Pantanal Mato-Grossense.

Referências

ALKMIM, J.K.; GOMES, L.A.; DIAS, F.A. Avaliação da qualidade ambiental urbana da bacia do Ribeirão do Lipa através de indicadores, Cuiabá. **Sociedade & Natureza**, v. 23, nº 1, p.127-147, 2011.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (EUA). Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater. AWWA, WEF, Washington, 22. ed. D.C. 2012.

ARAUJO, E.C.R. **Análise das áreas de preservação permanente de beira de córregos e rios do perímetro urbano da cidade de Cuiabá-MT**. 2010. 145 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Mato Grosso. 2010.

ARAÚJO, M.C.; OLIVEIRA, M.B.M. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, nº 3, p. 247-257, 2013.

AZEVEDO, F.A., CHASIN, A.A.M. **Metais: gerenciamento da toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003. 554p.

BABOVIĆ, N.; MARKOVIĆ, D.; DIMITRIJEVIĆ, V.; MARKOVIĆ, D. Some indicators of water quality of the Tamiš River. **Chemical Industry & Chemical Engineering Quarterly**, v. 17, p. 107-115, 2011.

BARROS, M.P. **Estudo microclimático e topofílico no Parque Mãe Bonifácia da cidade de Cuiabá-MT**. 2009. 147p. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) – Universidade Federal de Mato Grosso. 2009.

BOAVENTURA, I.G.; FREITAS, A.E.; MACHADO, N.G. Danos Ambientais em Riacho Urbano: o Caso do Córrego do Barbado em Cuiabá, MT. **UNICIÊNCIAS**, v. 18, nº 2, p. 79-83, 2014.

BOLLMANN, H.A.; MARQUES, D.M.L.D.M. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, nº 4, p. 343-352, 2006.

BRASIL. Congresso Nacional. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Diário Oficial da União, 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Diário Oficial da União, 2005.

BU, H.; TAN, X.; LI, S.; ZHANG, Q. Temporal and spatial variations of water quality in the Jinshui Riverof the South QinlingMts.,China. **Ecotoxicology and Environmental Safety.** v. 73, p. 907–913, 2010.

Butu, A.W. Concentration of Metal Pollutants in River Kubanni, Zaria, Nigeria. **Journal of Natural Sciences Research**, v. 3, nº 2, p. 19- 25, 2013.

CAMARGO, L.A.; ZAQUE, R.A.M.; MATOS, F.L.D.; FILHO, F.C.M.M. Diagnóstico da rede de drenagem urbana em uma área pertencente à bacia do Córrego Barbado, Cuiabá-MT, utilizando o aplicativo computacional (DIMGAP 1.0). In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió/ AL. **Resumo**...Maceió. 2011.

CANTÓIA, S.F. Trabalho de campo e educação ambiental: o caso do córrego do Gambá-Cuiabá-MT. In: IV workshop internacional sobre planejamento e desenvolvimento sustentável em bacias hidrográficas, 2013, São Paulo, **Anais**... São Paulo, p. 790-802, 2013.

CARVALHO, M.M. **Microbacias Urbanas, Urbanização e Áreas de Preservação Permanente: o caso do C**órrego Gumitá, Cuiabá-MT. 2011. 70 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso Campus Cuiabá – Bela Vista. 2011.

CASTRO JÚNIOR, E.J.; MARTINS, E.L. Caracterização da água do Córrego Barbado. In: 50ª Congresso Brasileiro de Química, 2010, Cuiabá/ MT. **Resumo**... Cuiabá/ MT. 2010. Disponível: <http://www.abq.org.br/cbq/2010/trabalhos/5/5-329-8389.htm> Acesso em: 13 de junho de 2014.

COLET, K.M.; SOARES, A.K. Diagnóstico e índice de qualidade ambiental da Bacia do Córrego Barbado, Cuiabá-MT. **Engenharia Ambiental**, v. 10, nº 2, p. 22 - 40, 2013.

COLET, K.M. **Avaliação do impacto da urbanização sobre o escoamento superficial na Bacia do Córrego Barbado, Cuiabá-MT**. 2012. 134 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso. 2012.

CUIABÁ. Prefeitura Municipal de Cuiabá. Instituto de Planejamento e Desenvolvimento Urbano – IPDU. **Perfil Socioeconômicode Cuiabá.** Organização Adriana Bussiki Santos; coordenação Jandira Maria Pedrollo. V. IV./p. 530. Cuiabá: 2009.

DEYCARD, V.N.; SCHAFER, J.; BLANC, G.; COYNEL, A.; PETIT, J.C.J.; LANCELEUR, L.; DUTRUCH, L.; BOSSY, C.; VENTURA, A. Contributions and potential impacts of seven priority substances (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, and Zn) to a major European Estuary (Gironde Estuary, France) from urban wastewater. Marine Chemistry, v. 167, p. 123-134, 2014.

DIAS, F.A.; GOMES, L.A.; ALKMIM, J.K. Avaliação da qualidade ambiental urbana da Bacia do Ribeirão do Lipa através de indicadores, Cuiabá. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 23, nº 1, p. 127-147, 2011.

DIONEX. Product Manual for Ion Pac AS9-HC. Document 031267 rev. 8 of 4 September 2008. p. 14. Disponível em: http://www.dionex-france.com/library/manuals/columns_accessories/IC_RFIC_columns/anion/carbonate/031267-Rev%2008-Man-IonPac-AS9-HC.pdf. Acesso em: fev. 2014.

FARIA, N.O. **Estudo da impermeabilização, monitoramento, modelagem e simulação de cenários para a Bacia do Barbado–Cuiabá-MT**. 2013. 146 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Federal de São Carlos. 2013.

FAUSTINO, J. Gestion ambiental para el manejo de cuencas municipales. Informe Técnico del Proyecto RENARM/ Manejo de cuencas em revisión. Centro Agronomico Tropical de Investigacion y Enseñanza, p. 16, 1996.

FONSÊCA, F.A. **Análise Ambiental da sub-bacia do Ribeirão do Lipa, em Cuiabá - MT**. 2012. 202 p. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Mato Grosso. 2012.

FONSECA, H.S.; SALVADOR, N.N.B. Estudo integrado da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Bonito em Descalvado, SP. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v.64, nº 2, p. 179-185, 2005.

GALDINO, Y.S.N.; ANDRADE, L.M.S. Interações entre a Cidade e Paisagem ao longo da sub-bacia do Barbado, Cuiabá - MT. In: IV Encontro Nacional da ANPPAS, 2008, Brasília, **Resumo**...Brasília, 19p. 2008.

GODOI, E.L. **Monitoramento de água superficial densamente poluída - o Córrego Pirajuçara**, 2008. 117p. Dissertação (Ciências na Área de Tecnologia Nuclear - Materiais) - Autarquia associada à Universidade de São Paulo. 2008.

GONÇALVES, P.E.R.S.; OLIVEIRA, A.P.; CRUZ, I.F.; ZEILHOFER, P.; DORES, E.F.G.C. Distribuição espacial de metais potencialmente tóxicos em água superficial nas bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço - MT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 20, nº 1, p. 157 – 168, 2015.

GUIMARÃES, C. P.; PIRES, F. A.; RONDON LIMA, E.B.N.R. Avaliação da qualidade da água dos córregos urbanos da cidade de Cuiabá. In: 56ª Reunião Anual da SBPC, 13. 2004. Cuiabá. **Resumo**... Cuiabá/ MT. 2004.Disponível:<http://www.sbpcnet.org.br/livro/56ra/banco_senior/resumos/resumo_1528.html> Acesso em: 13/06/2014.

HALSTEAD, J.A.; KLIMAN, S.; BERHEIDE, C.W.; CHAUCER, A.; ESTEB, A.C. Urban stream syndrome in a small, lightly developed watershed: a statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 3391-3414, 2014.

International Organization for Standardization - ISO 14911:1998 - Water quality -- Determination of dissolved Li+, Na+, NH4+, K+, Mn2+, Ca2+, Mg2+, Sr2+ and Ba2+ using ion chromatography -- Method for water and waste water.

KANNEL, P.R., LEE, S., KANEL, S.R.; KHAN, S.P. Chemometric application in classification and assessment of monitoring locations of an urban river system. **Analytica Chimica Acta**, v. 582, p. 390-399, 2007.

KREISCHER, T.C.V.; GONÇALVES, D.M.M.; VALENTINI, C.M.A. Aspectos hidroambientais do Córrego Barbado em Cuiabá-MT. **HOLOS**, v. 1, p. 86-109, 2012.

LARANJA, R.L.B.; LARANJA, A.L.B.; DAMASCENO, F.; DAMASCENO, F.C.; SANCHES, M.U.C., Duarte, M.X. Questão sanitária e ambiental, em torno da área do Córrego Barbado do bairro Bela Vista no município de Cuiabá- MT. IBEAS – Instituto Brasileiro de 6 Estudos Ambientais. In: III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. 2012, Goiânia. **Resumo**... Goiânia/GO. 2012.

LATORRACA, T.J.F.; PRADO FILHO, J.F.; GOMES, L.A. Análise do sistema de proteção dos recursos hídricos em aterro sanitário. Estudos por meio de dados de monitoramento. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste, 2007, Cuiabá, **Anais**...Cuiabá, 2007.

MATO GROSSO. Governo do Estado de Mato Grosso. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Classes e metas progressivas de enquadramento dos corpos hídricos da Bacia dos Córregos do Barbado, Mané Pinto e Engole Cobra. **Resolução nº 69 de 11 de setembro de 2014. 2014b.** Disponível: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&Itemid=280> Acesso em: 13 ago. 2015.

MATO GROSSO. Governo do Estado de Mato Grosso. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Classes e metas progressivas de enquadramento dos corpos hídricos da Bacia do Ribeirão do Lipa. **Resolução nº 70 de 11 de setembro de 2014. 2014c. Disponível**: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&Itemid=280> Acesso em: 13 ago. 2015.

MATO GROSSO. Governo do Estado de Mato Grosso. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Classes e metas progressivas de enquadramento dos corpos hídricos da Bacia do Ribeirão do Lipa. **Resolução nº 71 de 11 de setembro de 2014. 2014d. Disponível**: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&Itemid=280> Acesso em: 13 de ago. 2015.

MATO GROSSO.Governo do Estado de Mato Grosso. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Classes e metas progressivas de enquadramento dos corpos hídricos da Bacia do Rio

Coxipó. **Resolução nº 68 de 11 de setembro de 2014. 2014a.** Disponível:<http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&Itemid=280&limitstart=30>Acesso em: 26 abr. 2018.

MEI, K.; LIAO, L.; ZHU, Y.; LU, P.; WANG, Z.; DAHLGREN, R.A.; ZHANG, M. Evaluation of spatial-temporal variations and trends in surface water quality across a rural-suburban-urban interface. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 8036–8051, 2014.

MENEZES FILHO, F.C.M.; AMARAL, D.B. Histórico da expansão urbana e ocorrência de inundações na cidade de Cuiabá-MT. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, MG, v. 26, nº 1, p. 159-170, 2014.

MORALECO, P.D.; KOPPE, V.C.; GONÇALVES, K.G.; PASA, M.C. Relação entre a qualidade ambiental do Córrego do Barbado e a saúde da população do Jardim Renascer, Cuiabá-MT. **Biodiversidade**, v. 13, nº 2, p. 90-114, 2014.

MORUZZI, R.B.; REALI, M.A.P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial: uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa, PR, v. 4, nº 1, p. 29-43, 2012.

MOURA, B.D de. **Análise dos impactos do uso e ocupação do solo na qualidade da água da sub-bacia do São Gonçalo, Cuiabá, MT.** 119p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso Cuiabá - MT, 2018.

NOZAKI, C.T.; MARCONDES, M.A.; LOPES, F.A.; SANTOS, K.F.; LARIZZATTI, P.S.C. Comportamento temporal de oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. **Atlas de Saúde Ambiental**, v. 2, nº 1, p. 29-44, 2014.

OJEDA, K.C.; SIQUEIRA, F.M.B.; PINTO, A.A.S. Diagnóstico ambiental da área de preservação permanente no alto curso do Córrego São Gonçalo, Cuiabá. In: IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2013, Salvador, **Anais**... Salvador, 2013.

OLIVEIRA, A.; SILVA, N. Determinação da concentração de metais em águas do Córrego Barbado, Cuiabá. **Revista Gestão &Sustentabilidade Ambiental**, v. 2, nº 1, p. 47-63, 2013.

OLIVEIRA, E.C.G.; OLIVEIRA, M.R.A. Análise do percurso do Córrego Gambá, Cuiabá-MT. In: Semana de Geografia da Unemat, 10 –SEMAGEO, 2009, Cáceres, MT. **Anais...** Cáceres, MT: UNEMAT, p. 50-60, 2009.

OLIVEIRA, M.C. **Diagnóstico do Impacto Ambiental na Ocupação do Entorno do Córrego do Barbado**. 2006. Monografia (Aperfeiçoamento/Especialização em Especialização Engenharia de Segurança do Trabalho) - Universidade Federal de Mato Grosso. 2006.

PALACIO, H.A.Q.; ARAÚJO NETO, J.R.; MEIRELES, A.C.M.; ANDRADE, E.M.; SANTOS, J.C.N.; CHAVES, L.C.G. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 25, nº 4, p. 395-402, 2011.

ROCHA, L.A.; KONDO, D.B.; OLIVEIRA, M.R.A. Estudo ambiental da situação da área do córrego Barbado, município de Cuiabá - MT. In: Semana de Geografia da UNEMAT, 10 – SEMAGEO, 2009, Cáceres, MT. **Anais**... Cáceres, MT: UNEMAT, p. 250-256, 2009.

RONDON LIMA, E.B.N. **Modelagem integrada para a gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184p. Tese (Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

RONDON LIMA, E.B.N.; LIMA, J.B. Qualidade da água dos principais sub-bacias urbanas do município de Cuiabá. In: FIGUEIREDO, D.M., SALOMÃO, F.X.T. **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**. Entrelinhas: Ed. UFMT, p. 140-145, 2009.

ROSIN, C.; SILVA, I.L.; BERTÃO, N.C.; BRUM, B.R.; LUZ, T.E. Diagnóstico ambiental da Microbacia Urbana do Córrego Gambá, Cuiabá, MT. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.10, nº 18; p. 1236 -1250, 2014.

SANTOS, A.A. Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá. **Dissertação** (Mestrado em Física Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso. 2008.

SANTOS, A.B.F. **Avaliação ambiental da Microbacia do Córrego Três Barras como subsídio para elaboração de um prognóstico na área de influência da Avenida Parque em Cuiabá-MT**. Cuiabá. 2013. Dissertação (Mestrado Engenharia de Edificações e Ambiental) Universidade Federal de Mato Grosso, Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia. 2013.

SEKABIRA, K.; ORYEM ORIGA, H.; BASAMBA, T.A.; MUTUMBA, G.; KAKUDIDI, E. Heavy metal assessment and water quality values in urban stream and rain water. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 7, n° 4, p. 759-770, 2010.

SILVA, N.A.; RONDON LIMA, E.B.N.R.; SILVINO, A.N.O.; SANTOS, A.A.; SILVA, J.B.; LIMA, J.B. Caracterização espacial das pisciculturas na Bacia do Rio Cuiabá- MT. **Engenharia Ambiental**. Espírito Santo do Pinhal, v. 5, nº 3, p. 47-62, 2008.

SILVA, N.D.; MORAIS, R.F.; VIEIRA, Z.S.S. Avaliação dos impactos ambientais do Córrego Barbado, no município de Cuiabá, Mato Grosso. In: 4º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2012, Bonito, MS. **Anais**... Bonito, MS, p. 163 -170. 2012.

SILVA, P.A.J.G. **Limnologia e qualidade da água da Bacia do Rio Coxipó (MT): subsídios à gestão dos recursos hídricos**. 2015. 101 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Mato Grosso, Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Cuiabá, 2015.

SILVEIRA, A.; GUARIENTI, R.M.; RONDON LIMA, E.B.N. Análise dos aspectos fisiográficos, socioeconômicos, de saneamento e de uso e ocupação do solo utilizando uma bacia hidrográfica urbana como unidade territorial: estudo de caso da Bacia do Córrego Barbado (Cuiabá-MT). **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 5, nº 2, p. 154 -166, 2013.

SILVINO, A.N.O. Avaliação e modelagem da qualidade da água da Bacia do Rio Coxipó, no município de Cuiabá-MT. 2008. 145 f. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Física, Cuiabá, 2008.

SOARES, A.K.Estudo da canalização e dimensionamento de bacia de detenção no córrego do Barbado, Cuiabá-MT. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió/ AL. **Resumo**...Maceió. 2011.

SOUZA, J.P.N.D.; MAIA, P.D. **Caracterização catiônica e aniônica das águas dos mananciais superficiais da zona rural de Planaltina – DF**. 2013. 17p. Trabalho de conclusão de curso. Faculdade de ciências naturais da Universidade de Brasília, Planaltina, 2013.

SOUZA, L.A.C.; ALMEIDA, G.S.; SANTOS, L.V.; SOUZA, F.S.C.; SANTOS MORAEAS, G.M.S. Aspectos hidrológicos e socioambientais do Córrego Barbado em Cuiabá - Mato Grosso. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 3. 2012. Goiânia. **Anais**... Goiânia: IBEAS, 2012, p. 1-6. Disponível em: http://www.ibeas.org.br/congresso/congresso3.htm. Acesso em: 26 ago. 2014.

SOUZA, M.D.; PINTO, F.G.D.S.; FRUET, T.K.; PIANA, P.A.; MOURA, A.C.D. Water quality indicators for environmental and resistance profile of *Escherichia coli* strains isolated in Rio Cascavel, Paraná, Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 34, nº 2, p. 352-362, 2014.

SULAIMAN, R.; ISMAIL, Z.; OTHMAN, S.Z.; RAMLI, A.; SHIRAZI, S.M.A. Comparative study of trends of nitrate, chloride and phosphate concentration levels in selected urban rivers. **Measurement.** v. 55, p. 74–81, 2014.

TEODORO, V.L.I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D.J.L.; FULLER, B.B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, nº 20. 2007.

TUCCI, C.E.M. Águas urbanas. **Estudos avançados**, v. 22, nº 63, p. 97-112, 2008.

ANEXOS

Figura 1- Localização da área da sub-bacia do córrego Barbado e pontos de coleta de água.

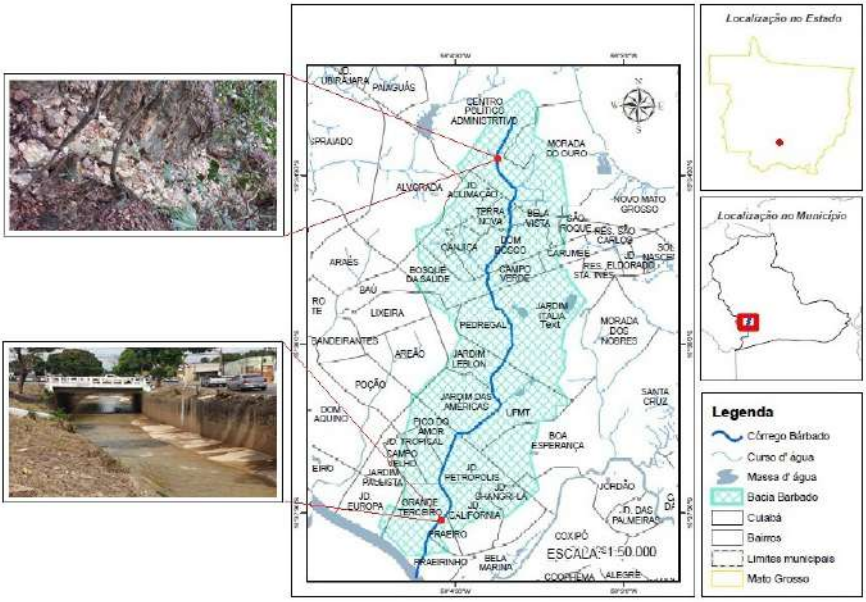


Figura 2 - Localização da área da sub-bacia do córrego Gambá e pontos de coleta de água.

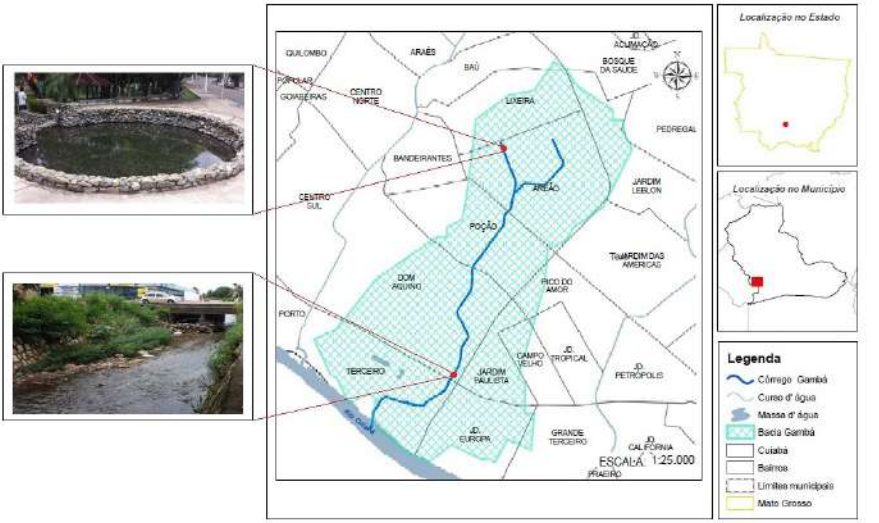


Figura 3 - Localização da área da microbacia do córrego Mãe Bonifácia e pontos de coleta de água. A) Ponto de coleta da nascente canalizada. B) Ponto de coleta da nascente após a limpeza dos filtros da Estação de Tratamento de Água da rua São Sebastião.

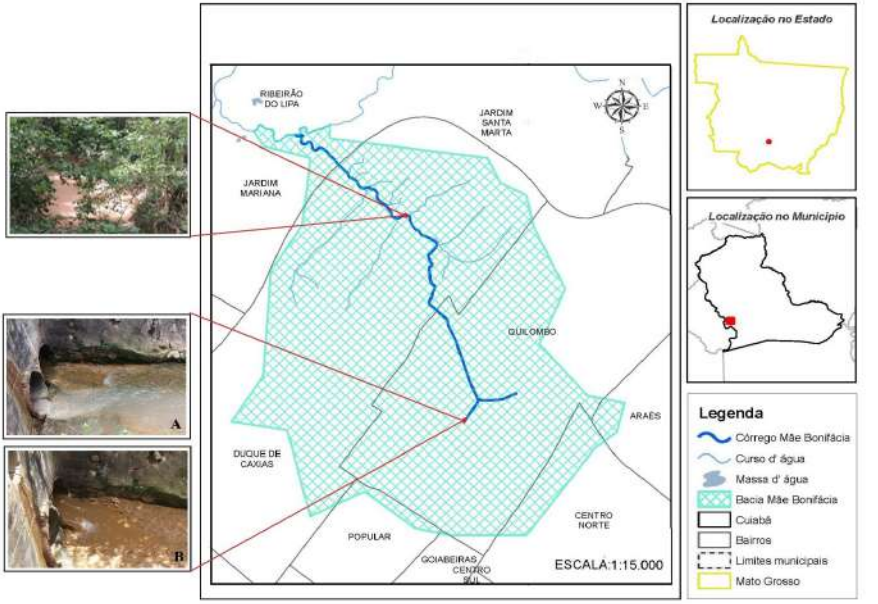


Figura 4 - Localização da área da sub-bacia do córrego Ribeirão do Lipa e pontos de coleta de água.

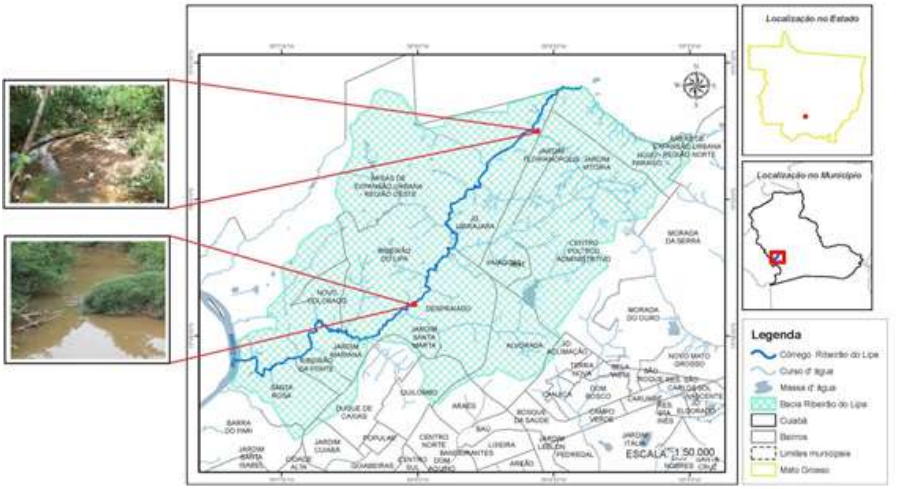
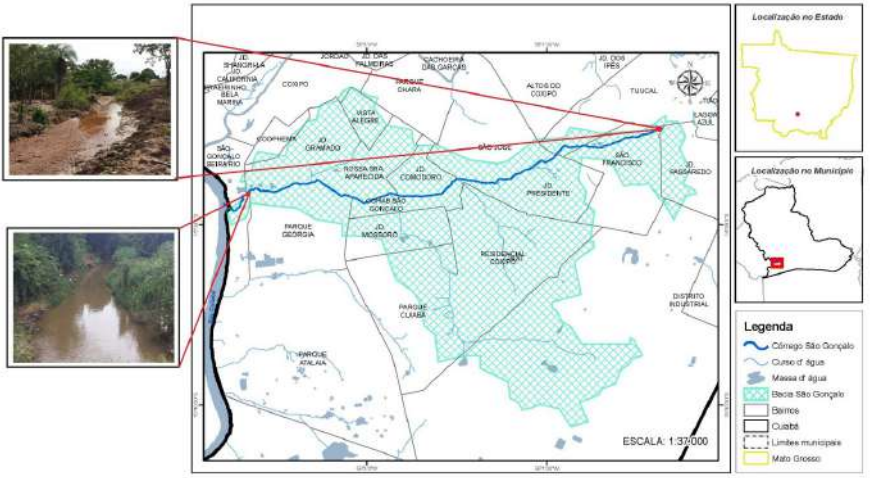


Figura 5 - Localização da área da sub-bacia do córrego São Gonçalo e pontos de coleta de água.



Parte 3. Biodiversidade

Capítulo 7 -

diversidade bacteriana na água do rio cuiabá[1]

Zoraidy Marques de Lima

Danila Soares Caixeta

Eduardo Beraldo de Morais

Rossean Golin

Introdução

Não se sabe ao certo o número total de espécies microbianas existentes na Terra e no ambiente aquático dulcícola, porém, algumas estimativas, consideradas conservadoras por alguns, apontam para um total em torno de 1,8 milhão de espécies, com base nas primeiras análises em grande escala de dados do Projeto Microbioma da Terra (GILBERT; JANSSON; KNIGHT, 2014). A partir de 27.751 diferentes tipos de amostras, abrangendo uma ampla gama de tipos bióticos e abióticos, adquiridas de 43 países, foram publicados recentemente mais de 100.000 conjuntos de dados e *amplicons* de mais de 500 pares de conjuntos de dados metagenômicos e metabolômicos (THOMPSON et al., 2017; GILBERT; JANSSON; KNIGHT, 2018). Essas amostras constam do banco de dados disponível em https://qiita.ucsd.edu/emp/.

1 Este capítulo contém partes da dissertação de mestrado de Rossean Golin (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos - UFMT), financiado pelo projeto Remisa - Rede Centro-Oeste (Projeto CNPq nº 564617/2010-5 e Projeto FAPEMAT nº 232949/2011).

Usualmente, a taxonomia bacteriana é feita adotando-se uma abordagem polifásica, baseada na combinação de características fenotípicas, quimiotaxonômicas e genotípicas. Atualmente, tem sido proposta a incorporação de sequências genômicas em estudos taxonômicos pela vantagem de usar dados confiáveis e reprodutíveis, uma vez que essa estratégia, denominada taxono-genômica, pode contribuir para a classificação taxonômica das bactérias (RAMASAMY et al., 2014).

O metabolismo das bactérias e suas interações, umas com as outras e com o meio abiótico, contribui para determinar a dinâmica e a diversidade do ambiente aquático, uma vez que o ecossistema depende diretamente da ação dos microrganismos para seu funcionamento e manutenção. A enorme variabilidade genética é resultado de mutações e de eventos de recombinação. As populações bacterianas respondem às mudanças ambientais, podendo trocar e adquirir genes dos organismos filogeneticamente distantes, por transferência horizontal de genes, aumentando as taxas de especiação, que podem ser consideravelmente mais elevadas do que nos eucariotos (COHAN, 2001; ZEIGLER, 2003; HORNER-DEVINE, CARNEY; BOHANNAN, 2004).

As bactérias são microscópicas, morfologicamente simples e se difundem em todos os ambientes terrestres e aquáticos, incluindo aqueles com características extremas e/ou em circunstâncias extremas (ARBER, 2000; TORSVIK, OVREAS; THINGSTAD, 2002; SCHLEIFER, 2004), como é o caso de locais sem oxigênio ou com elevadas temperaturas (fontes termais) (STERRER, 1997). Nos ambientes aquáticos, as bactérias estão entre os menores organismos, sendo que as formas planctônicas medem, em geral, de 0,2 a 0,5 μm,

mas podem atingir até 100 μm quando se desenvolvem aderidas a superfícies ou em sedimentos (STOLP, 1988).

O tempo de duplicação das bactérias, comparativamente a outros organismos, quando em condições ideais de reprodução, é relativamente curto, da ordem de 15 a 20 minutos (PEDRÓS-ALIÓ; GERREIRO, 1994), no entanto esse tempo é geralmente superior a duas horas na maioria dos ambientes aquáticos (THOMAZ; WETZEL, 1995). A comunidade bacteriana ocorre no plâncton com abundância geralmente da ordem de 10^6 células/mL (HOBBIE; DALEY; JASPER, 1977; AZAM et al., 1983; ABREU et al., 1992; PEDRÓS-ALIÓ; GERREIRO, 1994).

As bactérias, um dos menores e mais antigos organismos da Terra, estão presentes em praticamente todos os ambientes e são abundantes em todos os sistemas aquáticos. Em rios e córregos, muitas das bactérias são levadas da terra circundante e sua abundância pode aumentar drasticamente após ocorrência de chuva. A abundância de bactérias é tipicamente na ordem dos milhões por mililitro (mL) e nas centenas de milhões por mililitro em águas especialmente produtivas ou poluídas (RAMP, 2008).

As bactérias podem ser autotróficas e heterotróficas e ser encontradas suspensas na água, compondo o sedimento de fundo, associadas com material em decomposição (como madeira morta ou folhas), ou revestindo a superfície de rochas, pedras e grãos de areia como parte do biofilme (o revestimento escorregadio em superfícies duras em rios). Podem constituir uma grande fração do material vivo nos sistemas aquáticos, além de exibir a maior variação na capacidade metabólica em comparação com qualquer outro grupo de organismos.

As bactérias autotróficas são produtores primários em sistemas aquáticos, assim como as verdadeiras algas. Por essa razão, as bactérias autotróficas (predominantemente cianobactérias) são frequentemente categorizadas como "algas", embora os organismos não estejam de maneira alguma intimamente relacionados. Nas águas, bactérias autotróficas são os principais responsáveis pelo processo de nitrificação, sendo um grupo de bactérias do gênero *Nitrosomonas* responsável pela passagem da amônia a nitrito e do gênero *Nitrobacter*, responsável pela conversão de nitrito a nitrato, na presença de oxigênio dissolvido e num intervalo de pH neutro a levemente alcalino (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 1996).

Dentre os microrganismos indígenas presentes na água, Pomeroy (1974) e Azam et al. (1983) destacaram a presença das bactérias heterotróficas, que são organismos de dimensões picoplanctônicas que atuam de forma fundamental na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. O reconhecimento dessas bactérias, de extrema importância para o desenvolvimento e equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, alterou significativamente a visão da ecologia do plâncton (POMEROY, 1974).

As bactérias heterotróficas são um elo crucial na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem dos nutrientes disponíveis nos sistemas aquáticos. O aumento na concentração de matéria orgânica biodegradável estimula o crescimento da microbiota, em especial das bactérias heterotróficas e, consequentemente, a utilização do oxigênio dissolvido que pode atingir um ritmo acelerado e superior à reposição de oxigênio por fotossíntese e à mistura na massa líquida (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 1996). O corpo aquático torna-se, então, desprovido desse gás, causando a morte dos organismos aeróbios como

bactérias, protozoários, crustáceos e peixes e passando a apresentar características sépticas, o que impossibilita o uso de suas águas para os diversos fins (CEBALLOS et al., 1993; WETZEL, 2001). As águas de um rio, portanto, além de conter a microbiota nativa, contêm bactérias alóctones que podem ser potencialmente prejudiciais à saúde do ambiente e à vida dos seres vivos. Por razões de segurança higiênico-sanitária, a quantidade e qualidade da microbiota encontrada nas águas dos rios devem ser constantemente monitoradas, especialmente nos casos em que a água do rio é usada para consumo humano e outras atividades de contato primário (DELPLA; RODRIGUEZ, 2014).

Ao longo do tempo, as pesquisas envolvendo a microbiota da água do Rio Cuiabá têm sido desenvolvidas objetivando a quantificação e identificação de bactérias do grupo coliformes, que indicam a qualidade microbiológica da água, em atendimento às normas vigentes. Nos últimos anos, os estudos realizados abordam também a diversidade, a densidade e as relações filogenéticas, com base em análises genéticas, não somente dos coliformes, mas de outras bactérias heterotróficas. Nesse sentido, este capítulo apresenta uma detalhada revisão bibliográfica sobre esses microrganismos, com ênfase aos ecossistemas aquáticos de água doce, incluindo seu uso como bioindicador da qualidade da água, bem como os resultados dos estudos genéticos sobre bactérias heterotróficas realizados no Rio Cuiabá.

Bactérias heterotróficas da água

Historicamente, tem sido atribuída à comunidade bacteriana a capacidade de decompor a matéria orgânica, assumindo papel central no retorno dos nutrientes para os ecossistemas aquáticos e terrestres.

Essa visão é assumida já no trabalho clássico de Lindemann (1942) e continua mantida em vários textos de Ecologia (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 1996) e Limnologia (ESTEVES, 1998).

As bactérias heterotróficas constituem uma parcela substancial da biomassa de ecossistemas aquáticos, contribuindo com a sua produção secundária total (AZAM et al., 1983; COLE; FINDLAY; PACE, 1988). Os trabalhos realizados por Pomeroy (1974) e Azam et al. (1983) demonstraram que as bactérias heterotróficas exercem importante papel na cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos. Esses microrganismos apresentam a capacidade de transformar compostos orgânicos particulados disponíveis no ambiente em matéria orgânica dissolvida (CARISON; DUCKLOW, 1996). A matéria orgânica dissolvida representa a principal reserva de carbono orgânico desses ecossistemas e é consumida como fonte de energia enquanto as bactérias absorvem nutrientes do ambiente.

Os compostos orgânicos na massa líquida se encontram principalmente na forma de carboidratos, aminoácidos, lipídeos peptídeos, podendo apresentar origem alóctone (produtos de origem terrestre, poluição doméstica e industrial) e/ou autóctone (excretas metabólicos de animais, organismos senescentes ou mortos, substâncias produzidas e liberadas pelas algas, produtos resultantes da lise viral e da pastagem zooplanctônica) (AZAM; CHO, 1987; ESTEVES, 1988). Foi demonstrado, por exemplo, que a degradação de aminoácidos, incorporados a partir da coluna de água pela comunidade bacteriana, constitui-se numa importante fonte de NH_4^+ para os ambientes aquáticos e que a absorção e regeneração de nutrientes inorgânicos podem controlar parcialmente o suprimento de nutrientes para os produtores primários (HOCH; KIRCHIMAN, 1995).

Apesar de serem capazes de consumir compostos orgânicos de várias origens, existem na literatura evidências de que as bactérias heterotróficas utilizam como fonte de energia principalmente os produtos eliminados durante as etapas iniciais do processo fotossintético fitoplanctônico (HOCH; KIRCHMAN, 1995). Por utilizarem cerca de 40% da produção fitoplanctônica, esses microrganismos são considerados os principais consumidores primários dos ecossistemas aquáticos (COLE; FINDLAY; PACE, 1988).

A matéria orgânica dissolvida, uma vez incorporada no protoplasma celular da bactéria, é convertida em matéria orgânica particulada, passando a fazer parte da biomassa bacteriana. A transferência de energia e de matéria orgânica para níveis tróficos superiores na cadeia alimentar aquática ocorre por meio do consumo das bactérias por ciliados e flagelados heterotróficos (SANDERS; CARON; BERNININGER, 1992; HADAS; BERMAN, 1998). Esses protistas servem de alimento para o microzooplâncton que, por sua vez, é consumido por organismos de níveis tróficos mais altos (AZAM et al., 1983).

As bactérias heterotróficas, além de participar da cadeia alimentar, também desempenham importante papel na ciclagem de substâncias orgânicas presentes nos ambientes aquáticos dulcícolas, marinhos e estuarinos (AZAM et al., 1983; REIINHEIMER, 1992). A ação desses organismos sobre tais compostos resulta na disponibilização de nutrientes inorgânicos para o ambiente (AZAM; CHO, 1987), que são rapidamente captados pela comunidade microbiana (bactérias heterotróficas, autotróficas e fitoplâncton eucariótico) e utilizados para a realização de suas atividades metabólicas (LI et al., 1992; FOGG, 1995).

As bactérias presentes na água, quando em grande número, além de representar risco à saúde podem também ocasionar outros problemas, tais como a deterioração da qualidade da água, com desenvolvimento de odores e sabores desagradáveis, inibição ou favorecimento de espécies específicas, tais como gêneros do grupo dos coliformes e *Pseudomonas* sp., respectivamente, assim como a produção de limo ou películas.

Bactérias como indicadoras de qualidade da água

O uso de bactérias como indicadores da qualidade da água provavelmente remonta a 1880, quando Von Fritsch descreveu *Klebsiella pneumoniae* e *Klebsiella rhinoscleromatis* como sendo microrganismos caracteristicamente encontrados nas fezes humanas (GELDREICH, 1978).

Em 1885, Percy e Grace Frankland iniciaram o primeiro exame bacteriológico rotineiro de água em Londres, usando meios de cultura de gelatina sólidos de Robert Koch para contagem de bactérias. Também em 1885, Escherich descreveu *Bacillus coli* (renomeado *Escherichia coli* por Castellani e Chalmers (1919) identificadas a partir das fezes de crianças amamentadas (HUTCHINSON; RIDGWAY, 1977).

Em 1891, surgia o conceito de que os organismos característicos de esgoto deviam ser identificados para fornecer evidência de poluição potencialmente perigosa (HUTCHINSON; RIDGWAY 1977). Em 1893, o "método Wurtz" de enumerar *Bacillus coli* por plaqueamento direto de amostras de água em tornassol ágar lactose estava sendo usado por bacteriologistas sanitários, considerando o conceito ácido da lactose como uma característica de diagnóstico. Isto foi seguido pela

produção de gás, com a introdução do tubo de Durham (DURHAM, 1893 apud HENDRICKS, 1978).

Principais microrganismos indicadores de contaminação fecal

Órgãos de proteção à saúde humana e ambiental recomendam o uso do grupo coliforme termotolerante, em especial *Escherichia coli*, como organismo ou grupo de microrganismos indicador de poluição fecal em massas de água doce (BRASIL, 2005). No caso de água salgada, recomenda-se a determinação de *Escherichia coli* e de membros do gênero *Enterococcus*, devendo ser obedecidos, em todos os casos, os padrões de qualidade previstos na legislação vigente.

O crescimento desses organismos em águas naturais pode comprometer a sua utilização como indicadores de contaminação fecal e os elementos de prova, a partir de uma série de estudos, sugerem que a *Escherichia coli* e *Enterococcus* se multiplicam em meio quente (águas subtropicais) (BYAPPANAHALLI; FUJIOKA, 1998; SOLO-GABRIELE et al., 2000; DESMARAIS, SOLO-GABRIELE; PALMER,2002). Muitos estudos têm demonstrado uma larga persistência de bactérias indicadoras de contaminação fecal cultivável em sedimentos ambientais e águas (SHERER et al., 1992; DAVIES et al., 1995; FISH; PETTIBONE, 1995).

Coliformes Termotolerantes e *Escherichia coli*

Dentre as bactérias pertencentes ao grupo coliformes, a determinação de coliformes termotolerantes inclui a *Escherichia coli* e

espécies dos gêneros *Klebsiella* e *Enterobacter*. Desses, apenas a *E. coli* tem presença garantida nas fezes humanas e de animais homeotérmicos com percentuais em torno de 96 a 99%. Os gêneros *Klebsiella* e *Enterobacter* participam com percentuais que variam entre 3 e 8% em fezes animais a 3 a 4% em fezes humanas. Os coliformes que se desenvolvem a temperatura elevada (44,5 ± 0,2 °C termotolerantes) e que não são *E. coli* comumente são isolados de ambientes não poluídos por matéria fecal como solo, vegetais e ambientes aquáticos naturais. A *Escherichia coli* é utilizada na investigação da poluição fecal em águas. Embora não seja particularmente deletéria à saúde, a densidade bacteriana serve como indicadora de poluição fecal. Sua presença nas águas dos corpos hídricos indica possibilidade da presença de bactérias patogênicas (APHA, 2012).

Escherichia coli é um anaeróbio facultativo predominante da microbiota intestinal dos humanos e animais homeotérmicos, sendo esses seus habitats primários (MACFARLANE; MACFARLANE, 1997; DONNENBERG; WHITTAM, 2001; KAPER; NATARO; MOBLEY, 2004; LIMA, 2009; MASTERS et al., 2011), mas também sobrevive em habitats secundários (abertos ou não associados ao hospedeiro) (SAVAGEAU, 1983; VAN ELSAS et al., 2011). Portanto, ela ocorre em diversas formas na natureza, podendo ser comensais ou patogênicas.

Da família Enterobacteriaceae, o gênero Escherichia é representado por sete espécies: *Escherichia adecarboxylata, Escherichia albertii, Escherichia blattae, Escherichia coli, Escherichia fergusonii, Escherichia hermanii, Escherichia marmotae* e *Escherichia vulneris* (CAMPOS; TRABULSI, 1999; HUYS et al., 2003; SOUZA, 2006, LIU et al., 2015; GOLIN, 2015).

Escherichia coli são bactérias que se apresentam sob a forma de bastonetes retos, de 1,1 a 1,5 μm de diâmetro x 2,0 a 6,0 μm de comprimento, e podem viver isoladas ou aos pares e possuem flagelo peritríquio (VIEIRA, 2004; GODINHO et al., 2010). Essas bactérias são Gram-negativas e não esporogênicas. São oxidase-negativa, capazes de fermentar glicose e outros carboidratos com a produção de piruvato, que em seguida é transformado em ácidos láctico, acético e fórmico, sendo que as *E. coli* aeróbias transformam o ácido fórmico em dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H_2). A maioria das cepas de *E. coli* fermenta a lactose e algumas delas são causadoras de doenças intestinais e extraintestinais (CAMPOS; TRABULSI, 1999; VIEIRA, 2004; MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2004; CABRAL, 2010).

Por outro lado, a *E. coli* sobrevive em uma variedade de ambientes naturais, solo, areia, sedimentos, águas (GOTO; YAN, 2011) por meio de sua versatilidade em adquirir energia, requerendo, simplesmente, fontes de carbono, nitrogênio, além de fósforo, enxofre e pequenas quantidades de outros elementos (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2004). Essa bactéria pode ainda crescer tanto em condições aeróbias como anaeróbias e em uma variedade de flutuações ambientais, tais como temperatura e umidade, promovendo assim o caráter de melhor indicador da exclusividade fecal (ISHII; SADOWSKI, 2008).

A maioria das estirpes dessa espécie é simbionte e inofensiva, porém há várias linhagens de *E. coli* que podem causar uma variedade de doenças em animais e seres humanos (DONNENBERG; WHITTAM, 2001). Os reservatórios mais comuns das bactérias *E. coli* patogênicas são os ruminantes, suínos, cabras, cães, gatos e seres humanos (NATARO; KAPER, 1998; ORSI et al., 2007).

A variedade genética entre as estirpes é muito grande (KUHNERT; BOERLIN; FREY, 2000). Uma determinada linhagem de *E. coli* pode possuir milhares de genes, que estão ausentes em outras linhagens (ISHII; SADOWSKI, 2008), e duas linhagens podem ter somente 50% de genes em comum (ALBERTS et al., 2010), mas um único gene é insuficiente para converter *E. coli* comensais em *E. coli* patogênica (KAPER; NATARO; MOBLEY, 2004). Mesmo contendo genes comuns a todas as estirpes, existem sequências de DNA que estão em apenas determinadas estirpes, sendo a versatilidade do genoma de *E. coli* atribuída principalmente aos plasmídeos de virulência e ilhas genômicas. Essas ilhas genômicas codificam características-chave para aderência/colonização, invasão, secreção de compostos tóxicos e funções de transporte, bem como produção de sideróforos, podendo conter sequências que contribuem para a virulência da *E. coli* (KAPER; NATARO; MOBLEY, 2004; TOUCHON et al., 2009).

As cepas de *Escherichia coli* podem ser classificadas conforme sua capacidade de infectar seu hospedeiro. As cepas patogênicas intestinais que causam diarreias leves e graves em adultos (PUPO et al, 1997) são ETEC – *Escherichia coli* enterotoxigênica, EPEC – *Escherichia coli* enteropatogênica, EIEC – *Escherichia coli* enteroinvasiva, EHEC – *Escherichia coli* entero-hemorrágica, EAEC – *Escherichia coli* enteroagregativa, DAEC – *Escherichia coli* difusamente aderentes. Algumas cepas podem perfurar a parede do intestino e infectar órgãos causando síndrome urêmica hemolítica, infecção do trato urinário, meningite em recém-nascido e até septicemia, entre outras enfermidades, quais sejam: UPEC – *Escherichia coli* uropatogênica; EHEC – *Escherichia coli* entero-hemorrágica; MNEC – *Escherichia coli meningite associada* (DOBRINDT et al, 2004; KAPER; NATARO; MOBLEY, 2004; HAMELIN et al., 2007).

A *E. coli* também pode ser dividida nos seguintes grupos filogenéticos, conforme as informações genômicas, A, B1, B2, C, D e E (TOUCHON et al., 2009). Alguns tipos são saprofíticos (A) e outros patogênicos (B2, D). O comportamento versátil exibido por *E. coli* nos seus habitats primários e secundários demonstra uma desmedida diversidade dentro das espécies (BERGTHORSSON; OCHMAN, 1998). Várias formas comensais e patogênicas de *E. coli* possuem genomas que podem diferir em até 20% (OCHMAN; JONES, 2000).

Para um conhecimento amplo da contaminação que afeta os diversos usos da água, principalmente aquele que requer maior índice de qualidade como o abastecimento doméstico, há necessidade de monitoramento das populações de *E. coli* no seu habitat secundário, bem como novos métodos para identificação das fontes de poluição bacteriana (SIGLER; PASUTTI, 2006). Somando a outros microrganismos patogênicos lançados nos efluentes, as doenças causadas pela bactéria *E. coli* refletem diretamente no nível de saúde, tanto dos seres humanos como de outros animais.

Outros grupos bacterianos indicadores de poluição

Enterococos

Os enterococos são um subgrupo dos estreptococos fecais considerados indicadores de contaminação fecal específicos de animais de sangue quente. Taxonomicamente pertencem ao gênero *Enterococcus* e, como fazem parte da microbiota intestinal normal de humanos e de animais, geralmente estão presentes em ambientes aquáticos poluídos

com esgoto, embora também já tenham sido isolados de plantas, resíduos de animais e solo (FUJIOKA et al., 1999; WHO, 2003, 2011). *Enterococcus faecalis* e *Enterococcus faecium* são as espécies predominantes em fezes humanas e esgoto, mas também estão presentes em fezes animais em proporções variáveis. Alguns estudos indicam variações na distribuição de espécies de enterococos em populações de diferentes regiões geográficas (BLANCH et al., 2003; KÜHN et. al., 2003; FISHER; PHILLIPS, 2009).

Esses microrganismos apresentam características morfotintoriais de cocos Gram-positivos isolados ou em cadeias, negativos para o teste da enzima catalase, anaeróbios facultativos, capazes de crescer em 6,5% de NaCl, em 40% de sais biliares, em pH 9,6 e em temperaturas de 10 °C e 45 °C (APHA,2012). Os enterococos intestinais apresentam algumas vantagens em relação aos outros indicadores de contaminação fecal, como a habilidade de sobreviver por mais tempo na água e em ambientes com maior salinidade e a maior resistência à dessecação e ao cloro. Estudos mais recentes têm demonstrado a correlação positiva entre as densidades de enterococos e a incidência de doença gastrointestinal em indivíduos expostos a águas recreacionais doces e marinhas, sugerindo a eficácia dessas bactérias como indicadores da potencial presença de microrganismos patogênicos entéricos (PRÜSS, 1998; WADE et al., 2003; 2006; 2010).

Os enterococos são utilizados, principalmente, na avaliação da qualidade microbiológica das águas recreacionais (WHO, 2003; USEPA, 2004; BRASIL, 2005). Na avaliação da qualidade das águas de consumo humano, os enterococos podem ser utilizados como indicadores suplementares na investigação de fontes potenciais de contaminação,

como deficiências do tratamento da água ou da integridade do sistema de distribuição (WHO, 2011).

Clostridio sulfito redutor

O gênero *Clostridium* compreende um grupo grande e heterogêneo de bactérias anaeróbias estritas ou aerotolerantes. A maioria das espécies se apresenta como Gram-positiva, mas algumas espécies são Gram variáveis (*Clostridium ramosum, Clostridium clostridiioforme* e *Clostridium tetani*) (LABBE, 1980). Membros desse gênero são onipresentes no meio ambiente e, embora a maioria das espécies seja considerada saprofítica, várias são patogênicas para humanos e animais. Essas bactérias causam uma variedade de doenças, incluindo neuroparalisia, gangrena gasosa, enterite necrótica, intoxicação alimentar, síndrome do choque tóxico e colite pseudomembranosa, que na maioria dos casos surgem como consequência da produção de exotoxinas potentes.

Clostridium perfringens

Clostridium perfringens é uma bactéria anaeróbia em forma de bastonete, Gram-positivo, esporogênica, sulfito redutora, amplamente distribuída na natureza e considerada parte da microbiota intestinal normal do homem e de animais (HATHEWAY; WHALEY; DOWELL, 1980). As células vegetativas de *C. perfringens* encontram no intestino condições adequadas para sua esporulação, o que não ocorre facilmente em meios de cultura utilizados para crescimento *in vitro* (LABBE, 1980). Os esporos são eliminados nas fezes e dessa forma chegam ao meio aquático, onde apresentam excepcional longevidade, em função

da grande resistência a condições ambientais desfavoráveis. Por esse motivo, são úteis na detecção de contaminação fecal, em situações nas quais outros indicadores, como a *Escherichia coli* e os estreptococos fecais, já não se encontrariam presentes.

O uso dos esporos de *C. perfringens* como indicador de qualidade da água tem sido objeto de vários estudos (BISSON; CABELLI, 1979; HIRATA et al., 1991; PAYMENTE; FRANCO, 1993; MEDEMA; BAHAR; SCHETS, 1997). De acordo com Medema; Bahar e Schets (1997), os esporos de *C. perfringens* sobrevivem mais tempo nas águas fluviais que os oocistos do protozoário *Cryptosporidium parvum*, podendo dessa forma ser considerado um indicador útil da presença desse parasita, responsável por inúmeros surtos de doenças intestinais de origem hídrica e resistente ao tratamento convencional da água.

Bifidobactérias

As bifidobactérias foram isoladas e descritas pela primeira vez em 1899, por Tissier, sendo denominadas de *Bacillus bifiduscommunis*. O gênero *Bifidobacterium* foi proposto originalmente por Orla - Jensen, em 1924, mas somente em 1986 foi aceito e reconhecido na oitava edição do Manual Bergey's como gênero independente (TESHIMA, 2001).

Esse gênero faz parte da microbiota endógena humana, conseguindo resistir à atividade gástrica (PIMENTEL; FRANCKY; GOLLUCKE, 2005). São caracterizadas como bactérias Gram-positivas, que não formam esporos, desprovidos de flagelos, catalase-negativos e anaeróbios, podendo apresentar formas variadas que incluem bacilos curtos e curvados a bacilos bifurcados (HOLT et al., 1994). A temperatura ótima de crescimento das bactérias bífidas abrange

de 37 a 41 ºC, não havendo crescimento em temperaturas abaixo de 25-28 ºC e acima de 43-45ºC. O pH ótimo de crescimento compreende a faixa de 6,0 a 7,0, não ocorrendo crescimento abaixo de 4,5 a 5,0 ou acima de 8,0 a 8,5 (HOLT et al., 1994). Diversas espécies incluem esse gênero, mas uma delas tem origem de leite fermentado e apresenta grande tolerância ao oxigênio. São microrganismos formadores de ácido lático e ácido acético como seus produtos finais principais do metabolismo de carboidratos (JAY, 2005). As cepas de *Bifidobacterium* podem se comportar de forma diversa em relação à sobrevivência em ambiente gástrico.

Pseudomonas aeruginosa

O gênero *Pseudomonas*, descoberto em 1882 por Gessard, pertence à família *Pseudomonadaceae* e está incluído na classe das gamaproteobactérias, sendo o termo *Pseudomonas* derivado do grego Pseudo (falso) e do latim monas (unidade simples) (HOSSAIN, 2014).

A primeira descrição do gênero foi em 1894, realizada pelo botânico Walter Emil Friedrich August Migula, tendo como critério as características morfológicas (PEIX et al., 2009), e mais tarde, já no século XX, os taxonomistas microbianos incorporaram as características fisiológicas como critério de classificação. Contudo, no ano de 1923, o Bergey's Manual publicou um documento diferenciando várias espécies do gênero *Pseudomonas*, fundamentado nas características fenotípicas, morfológicas, coloração, tipo de flagelo e metabolismo baseado, principalmente, no aceptor final de elétrons (PEIX; RAMÍREZ-BAHENA; VELÁZQUEZ, 2018).

Em virtude da aplicação de métodos moleculares na classificação taxonômica das bactérias, a composição de bases nitrogenadas do DNA (G + C) e hibridização do DNA foram as primeiras técnicas aplicadas na taxonomia do gênero (PEIX et al., 2009). As técnicas moleculares foram ferramentas chave na identificação de espécies do gênero *Pseudomonas*, sendo no ano de 2009 descritas aproximadamente 70 espécies (PEIX; RAMÍREZ-BAHENA; VELÁZQUEZ, 2018).

Com exceção de *Pseudomonas mallei,* que é um coco bacilo não móvel, *Pseudomonas* spp. são bactérias Gram-negativas, na forma de bastonetes, com tamanho médio de 0,5-0,8 μm por 1,5-3,0 μm, não formadoras de esporos, apresentam motilidade, devido à presença de flagelo polar simples ou múltiplo, são aeróbias ou anaeróbias, catalase e oxidase positiva e apresentam requerimentos nutricionais simples (HOSSAIN, 2014).

Outra importante característica do gênero é a capacidade de produzir pigmentos. Algumas espécies secretam, sob condições de limitação de ferro, um sideróforo verde amarelado fluorescente chamado de pioverdina. Por outro lado, *Pseudomonas aeruginosa* produz pigmento azul (piocianina), marrom avermelhado (piorrubina), marrom escuro a preto (piomelanina), que auxilia na diferenciação com as demais espécies (HOSSAIN, 2014).

Devido à habilidade de se desenvolver em temperaturas variáveis, normalmente entre 37-42 ºC, *Pseudomonas aeruginosa* é capaz de crescer em ambientes naturais e extremos, incluindo solo, ar e água, além de alimentos e humanos, apresentando alto potencial deteriorante e patogênico.

Considerada uma bactéria patogênica oportunista, *Pseudomonas aeruginosa* pode ser encontrada em ecossistemas terrestres e aquáticos e isso se deve, em parte, à capacidade de metabolizar uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos, além de serem conhecidas pela capacidade de resistir a moléculas tóxicas, incluindo antibióticos, detergentes, metais pesados e solventes orgânicos (CHIEN; LIN; WU, 2013).

Embora o monitoramento da qualidade da água esteja relacionado às análises de microrganismos do grupo dos coliformes totais e termotolerantes, atualmente *Pseudomonas aeruginosa* tem sido considerada um dos "novos indicadores", por estar presente em 12% da população (RODRIGUÉZ et al., 2015). Em 2008, a *International Organization of Standardization* (ISO, 2006) estabeleceu que *Pseudomonas aeruginosa* é considerada um importante indicador, por apresentar capacidade de persistência na água, após tratamento com carbono ativo granular.

Indubitavelmente, no lançamento de efluentes domésticos e, principalmente, hospitalares ocorre disposição de grande carga desse microrganismo e/ou genes resistentes a antibióticos no corpo hídrico, podendo subsequentemente se disseminar pelo ambiente. Tanto a Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, quanto a Portaria MS n° 2.914/2011 (BRASIL, 2011) e Portaria de Consolidação n° 5/2017 (BRASIL, 2017), que dispõe sobre a potabilidade da água para consumo humano, não estabelece limites para *Pseudomonas aeruginosa*, sendo esse parâmetro abordado apenas no regulamento técnico de características microbiológicas para água mineral natural e água natural, RDC nº 275/2005 (BRASIL, 2005).

Uma vez presente no ambiente aquático, *Pseudomonas aeruginosa* tem a capacidade de formar biofilme em superfícies bióticas e abióticas, devido à densa produção de uma camada limosa, constituída principalmente de exopolissacarídeo e alginato. Estudos revelam que, além de determinantes genéticos, bactérias envolvidas em biofilme aumentam a capacidade de produzir uma grande variedade de fatores de virulência e são mais resistentes a agentes antimicrobianos e à toxicidade do ambiente (ANUPAMA; MUKHERJEE; BABU, 2018).

Segundo Faburé et al. (2015), a rota de acumulação de metais pesados no biofilme envolve as etapas de adsorção na camada polimérica extracelular, adsorção na superfície celular e finalmente a absorção pela célula.

Biofilmes microbianos como ferramenta para biomonitorar ambientes aquáticos

Em ambientes aquáticos pode ser encontrada uma grande diversidade de bactérias, sobretudo pela sua alta capacidade metabólica e habilidade de desenvolver estratégias de sobrevivência. Assim, uma das principais estratégias das bactérias para sobrevivência refere-se ao modo de vida no ambiente aquático, podendo ocorrer na forma planctônica ou séssil. Na forma planctônica, as bactérias se encontram em suspensão e dispersas no meio aquoso e na forma séssil encontram-se aderidas a superfícies bióticas ou abióticas, formando os biofilmes ou perifítons.

Os biofilmes, formados por uma única ou múltiplas espécies, são comunidades de microrganismos concentrados na interface líquido/sólido ou gás/líquido, embebidas em uma matriz orgânica

constituída de proteínas, exopolissacarídeos, glicolipídeos e DNA extracelular (KOECHLER et al., 2015). Contudo, a formação do biofilme é um processo que ocorre, primeiramente, pela colonização e adesão das células planctônicas a uma superfície, seguida da produção de substância polimérica extracelular (exopolissacarídeo) e, finalmente, ocorre a formação do biofilme estruturado (DOUTERELO; FISH; BOXALL, 2018; SUN et al., 2018).

Em ambientes aquáticos, não há consenso entre pesquisadores sobre o número mínimo de células por cm^2, ideal para ser considerado biofilme, uma vez que vários fatores podem interferir na sua formação e desprendimento, tais como tipo de microrganismos, velocidade do fluxo, nutrientes, pH e temperatura, dentre outros. Para ser considerado biofilme, Andrade; Bridgeman e Zottola (1998) mencionam que são necessários no mínimo de 10^7 células aderidas por cm^2, enquanto que Ronner e Wong (1993) e Wirtanen; Husmark e Mattila-Sandholm (1996) consideram biofilme o número de células aderidas de 10^5 e 10^3 por cm^2, respectivamente.

Indiscutivelmente, uma vez formados, os biofilmes apresentam comunidades microbianas sésseis e bem estruturadas, ou seja, contêm microrganismos autotróficos e heterotróficos com diferentes funcionalidades, com alta capacidade de desenvolver estratégias de adaptação e de resistência contra fatores adversos (ROMERO et al., 2008). Estudos têm revelado que as células em biofilme apresentam de 100 a 1.000 vezes mais resistência do que células planctônicas, o que se deve, em parte, à camada de exopolissacarídeo. García - Florentino et al. (2018) mencionam que células nos biofilmes são responsáveis pela excreção de pigmentos orgânicos, tais como clorofilas, carotenoides

e melaninas, como forma de adaptação para aumentar a resistência contra o estresse ambiental.

Em virtude dessas habilidades, Ancion et al. (2014) apontam que a composição e a estrutura do biofilme podem fornecer informações muito úteis sobre as caracteristicas do ambiente. Dessa maneira, vários autores têm indicado os biofilmes como excelentes biomonitores de ecossistemas aquáticos, mas que ainda há necessidade de estudos mais consistentes para tal confirmação (GARCÍA-FLORENTINO et al., 2018).

Vale ressaltar que o termo biomonitor geralmente é utilizado para descrever o uso sistemático de microrganismos vivos e suas respostas a determinadas condições e mudanças no ambiente, enquanto ocasionalmente alguns autores utilizam o termo biomonitoramento como um método de observação de impactos de fatores externos ao ecossistema e seu desenvolvimento sob um determinado período, ou entre uma localização e outra. Por outro lado, o bioindicador é um organismo, ou parte dele ou comunidade, capaz de fornecer informação da qualidade do ambiente (LI; ZHENG; LIU, 2010).

Devido às suas peculiaridades, os biofilmes podem promover a retenção de partículas suspensas e, portanto, acumular contaminantes particulados, principalmente metais pesados, pesticidas, herbicidas, agrotóxicos, antibióticos e outros.

Embora a interação dos metais e outros contaminantes, presentes na água com o biofilme, não seja bem compreendida, acredita-se que as principais vias de acumulação ocorrem, primeiramente, pela adsorção nas substâncias poliméricas extracelulares (EPS), seguido da adsorção na superfície celular e finalmente na incorporação intracelular (FABURÉ

et al., 2015). Segundo Ancionet al. (2013), as substâncias poliméricas extracelulares produzidas pelas bactérias do biofilme incluem grupos funcionais ionizáveis que permitem a fixação de metais, enquanto as células microbianas fornecem uma vasta área superficial, com uma carga aniônica ideal para ligação de metais, ademais, o biofilme também pode imobilizar metais por precipitação de complexos metálicos.

Almeida et al. (2018) avaliaram a concentração dos metais Al, Fe, Mg e Mn em biofilme e água na Microbacia do Córrego São Gonçalo/ Cuiabá-MT, afluente do Rio Cuiabá, em dois pontos amostrais (nascente e foz), no período de novembro/2014 a maio/2015. Os resultados revelaram que a concentração de células bacterianas foi superior no biofilme, quando comparado à presença desses microrganismos na água. Foi constatada, ainda, uma maior retenção de metais no biofilme, sugerindo que tal fato pode estar relacionado ao tempo de exposição do substrato no corpo hídrico e ao acúmulo na matriz exopolissacarídica. Baseado nos resultados, os autores confirmam que biofilmes têm grande potencial para serem utilizados como biomonitor de ecossistemas aquáticos, pois foram eficientes como indicadores da presença de metais.

Romero et al. (2018) corroboram a afirmação de que os biofilmes podem ser considerados biomonitores nos ecossistemas aquáticos, visto que incorporam uma grande diversidade de microrganismos, com diferentes funcionalidades que, por sua vez, podem responder rapidamente às perturbações e instabilidades do ambiente, desempenhando um papel importante na identificação, degradação e transformação de poluente no ambiente lótico.

Em um contexto mais amplo, pode-se inferir que os biofilmes microbianos formados em ambientes aquáticos urbanos são bons

indicadores das condições locais, devido à capacidade de acumular uma grande diversidade de poluentes lançados nos corpos hídricos pelo homem de forma proposital e intuitiva. No entanto, devido às poucas pesquisas realizadas nesse âmbito, inclusive nos córregos urbanos de Mato Grosso, faz-se necessária a realização de mais estudos para que se tenha um banco de dados mais consistentes acerca da utilização dos biofilmes no biomonitoramento desses ecossistemas.

Actinomicetos

O filo Actinobacteria é atualmente considerado um dos maiores filos pertencentes ao domínio Bacteria, abrangendo 5 subclasses, 9 ordens, 55 famílias, 240 gêneros e cerca de 3.000 espécies conhecidas (MUSLEH et al., 2016). São bactérias Gram-positivas de alto índice de G+C (guanina + citosina) que apresentam respiração aeróbia e anaeróbia.

Sua morfologia é diferenciada dos demais organismos Gram-positivos, apresentando estruturas do tipo cocoide (*Micrococcus*), filamentosos (*Nocardia)*, podendo ser altamente diferenciadas em micélio ramificado como os *Streptomyces* (VENTURA et al., 2007).

De origem grega, a palavra Actinobactéria significa "aktis" (traço) e "mykes" (fungo), pois é utilizada para caracterizar bactérias constituídas de micélios, com organização filamentosa, muitas vezes ramificada (CHAUDHARY et al., 2013), similar à estrutura vegetativa dos fungos.

Esse grupo bacteriano está amplamente distribuído na natureza em vários habitats como nos sedimentos, rios, mares, atmosfera, raízes das plantas, produtos alimentícios e até mesmo isolados de seres humanos,

porém, o seu habitat principal é o solo (MOHAMMADIPANAH; WINK, 2016). A maioria dos indivíduos desse grupo não é patogênica a outros organismos vivos, apenas uma pequena parcela é responsável por alguma patologia em seres humanos (LAL et al., 2016).

Quanto à reprodução, eles são formados por uma massa de hifas semelhantes às hifas fúngicas. Os esporos assexuados constituem a principal forma de multiplicação e são produzidos em grande número com potencial de germinação e crescimento, levando ao surgimento de um novo organismo (AZUMA, 2011).

Segundo Oliveira (2009), do total de microrganismos presentes no solo, em torno de 30% correspondem à população de actinomicetos, que apresentam facilidade no crescimento quando estão sob um substrato sólido, sendo capazes de secretar uma variedade de enzimas extracelulares, além de produzirem hifas que penetram e colonizam esse substrato.

Os actinomicetos são primordiais no processo de reciclagem de nutrientes do ambiente e importantes degradadores primários, além disso, exercem participação ativa na decomposição de resíduos orgânicos, pois possuem a capacidade de fazer a quebra de moléculas complexas e recalcitrantes, ou seja, de alta resistência como celulose, lignina e lignocelulose (OUHDOUCH; BARAKATE; FINANCE, 2001; RODRIGUES, 2006).

São conhecidos pelas diversas propriedades fisiológicas e metabólicas, tais como a produção de enzimas extracelulares, inclusive de interesse comercial e a formação de uma ampla variedade de metabólitos secundários (RAJU et al., 2010).

Os metabólitos secundários derivados dos actinomicetos têm um significante impacto na sociedade, devido às diversas atividades biológicas exercida por esse grupo, tais como as ações antibacterianas, antifúngicos, antioxidantes, antitumorais e antivirais (GEORGE et al., 2012).

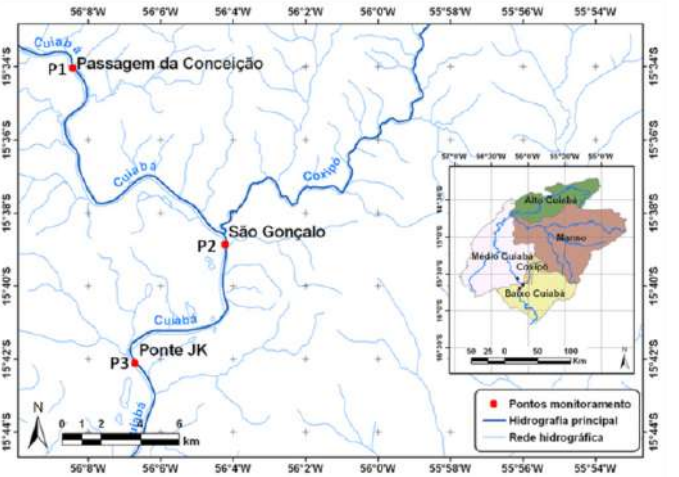
Estudos da microbiota bacteriana da água do Rio Cuiabá

Parte 1: Actonomicetos e Bactérias Heterotróficas na água do Rio Cuiabá

Fonte dos Dados

Malheiros et al. (2007), Malheiros e Lima (2007) e Lima (2009) efetuaram pesquisas de grupos bacterianos no trecho urbano do Rio Cuiabá, diferentes do grupo coliformes, demonstrando a ampla densidade e elevada diversidade a ser explorada. Os pontos amostrais utilizados nos referidos trabalhos (Figura 1) foram: Passagem da Conceição, a montante da área urbana (P1); São Gonçalo, na área urbana (P2) e Ponte JK, a jusante dessa área (P3).

Figura 1. Caracterização dos trechos da Bacia do Rio Cuiabá com os respectivos pontos de amostras utilizados por Malheiros et al. (2007), Malheiros e Lima (2007) e Lima (2009)



Fonte: Lima (2009)

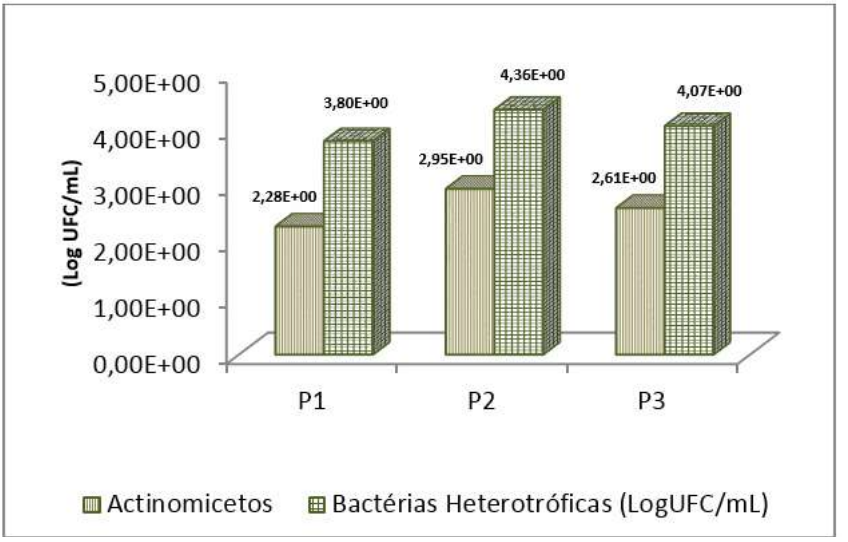
Densidade e diversidade de Actinomicetos

No estudo efetuado por Malheiros et al. (2007), foram coletadas amostras de água nos três diferentes pontos amostrais (Figura 1), com o objetivo de analisar a densidade bacteriana heterotrófica com foco na diversidade de actinomicetos. As populações de bactérias foram determinadas usando métodos dependentes de cultivo e a análise de similaridade gênica dos actinomicetos foi avaliada por meio de extração e amplificação do material genético, pela reação de polimerização em cadeia (PCR) com iniciador BOX – AR1.

Nesse estudo, constatou-se a ocorrência do gênero actinomicetos, na água do Rio Cuiabá, sendo uma comunidade

bacteriana amplamente distribuída no ambiente aquático lótico. A densidade de bactérias heterotróficas mesofílicas foi maior do que a densidade de actinomicetos nos três pontos de amostragem de água, sendo as maiores densidades, tanto de bactérias heterotróficas mesofílicas e quanto de actinomicetos, obtidas nas amostras de água do ponto amostral P2 (São Gonçalo), onde ocorre maior concentração de efluentes poluentes (Figura 2), confirmando assim a existência de um gradiente crescente de poluição ao longo do perímetro urbano, considerando a localização dos principais córregos poluidores afluentes e a equidistância entre os pontos amostrais.

Figura 2. Resultados da contagem de bactérias heterotróficas mesófilas e actinomicetos em amostras de água do Rio Cuiabá (MT)



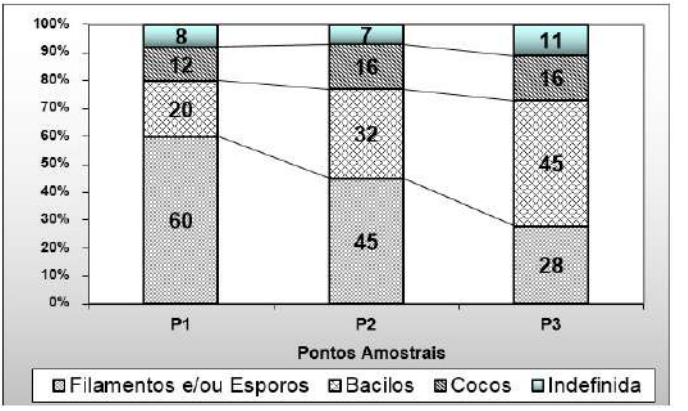
Fonte: Malheiros et al. (2007)

A caracterização fenotípica de 75 colônias com diferentes características morfológicas foi efetuada neste estudo a partir do crescimento em meio seletivo diferencial Agar Extrato de Malte,

acrescido de ciclohexamide (APHA, 2012) (25 isolados de cada ponto amostral). Após isolamento, purificação e análise morfotintorial, 90% dos isolados, apresentaram características da parede celular de bactérias Gram-positivas (MALHEIROS; LIMA, 2007).

Quanto à morfologia bacteriana, 60% das formas bacterianas em P1 eram filamentos e esporos, 20% bacilos e 12% cocos. Em P2, 45% eram filamentos e esporos, 32% bacilos e 16% cocos. Em P3, 28% de filamentos e esporos e 45% de bacilos e 16% de cocos foram encontrados. A morfologia de alguns isolados não pôde ser definida pela técnica de coloração utilizada. As porcentagens das culturas com morfologia indefinida foram: 8%, 7% e 11% nos pontos P1, P2 e P3, respectivamente. As formas bacterianas encontradas nos isolados de actinomicetos de amostras de água do Rio Cuiabá mostraram predominância de características filamentosas e esporogênicas, típicas de bacilos e actinomicetos nos pontos P1 e P2, com maior incidência de formas de bacilos em P3 (Figura 3).

Figura 3. Resultado das características morfotintoriais das bactérias isoladas das amostras de água do Rio Cuiabá, MT

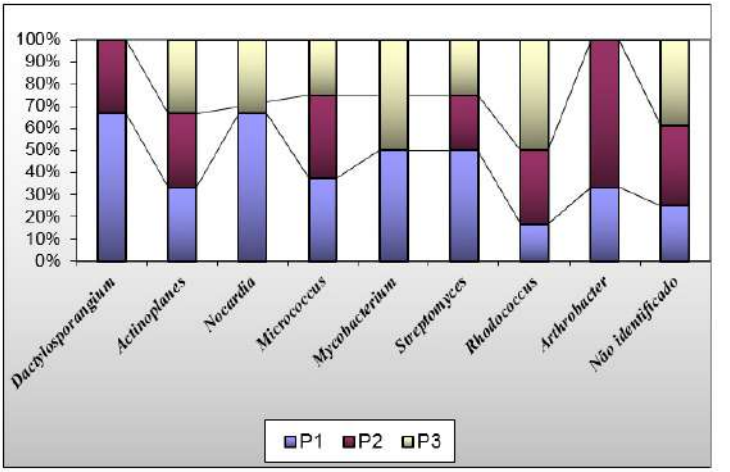


Fonte: Malheiros e Lima (2007)

Com base na observação da morfologia celular e do tipo de parede celular, formas características de alguns actinomicetos foram identificadas, como mostrado na Figura 4. O maior número de características diferentes foi observado no ponto P1. Salienta-se que diferentes gêneros daqueles encontrados no ponto P1 não foram encontrados nos outros pontos de amostragem.

Oito gêneros de actinomicetos foram identificados em 75 isolados, por meio de técnicas morfológicas e de coloração: *Dactyilosporangium, Rhodococcus, Nocardia, Micrococcus, Artrobacter, Actinoplanes, Mycobacterium* e *Streptomyces*. Análises fenotípicas mostraram que o ponto de amostragem caracterizado pela poluição difusa (P1) apresentou maior número de isolados com características típicas de actinomicetos.

Figura 4. Distribuição de gêneros de Actinomicetos na água do Rio Cuiabá, MT: Isolamento e identificação de acordo com Miyadoh (1997); Bergey's (2000) e APHA (2012)

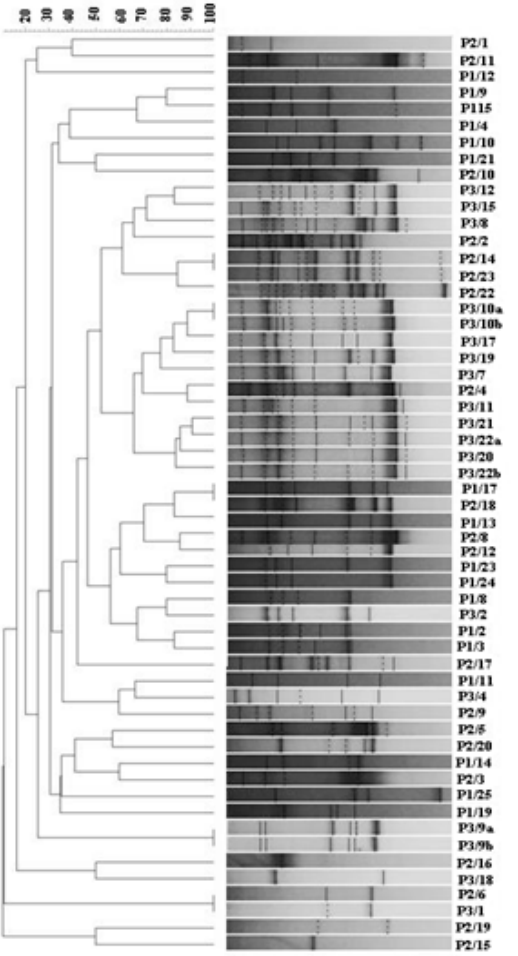


Fonte: Malheiros e Lima (2007)

Outra observação feita por Malheiros et al. (2007) trata-se das limitações que os métodos tradicionais de cultivo e caracterização fenotípica apresentam, considerando o número de isolados bacterianos não identificados.

A avaliação da diversidade genotípica é mostrada no dendrograma (Figura 5) onde nove grupos com similaridade de até 60%, correspondendo a 37 cepas (66%) são identificados. Cinco clusters com 100% de similaridade também foram identificados, indicando 10 cepas da mesma espécie (WAYNE et al., 1987; STACKEBRANDT et al., 2002). As demais linhagens formaram aglomeradas com baixa similaridade, indicando uma diversidade maior que a determinada pelas características fenotípicas.

Figura 5. Diversidade genotípica dos isolados bacterianos de amostras de água do Rio Cuiabá (MT) a partir da amplificação do DNA utilizando BOX-PCR



Fonte: Malheiros et al. (2007)

A análise gênica das linhagens bacterianas, a partir da amplificação por BOX-PCR (Figura 5), mostrou uma maior diversidade nos pontos amostrais onde mais efluentes são lançados (P2 e P3) e coespecificidade acima de 70% para 43 espécies, reforçando a

importância de estudos ambientais e abordagem polifásica em estudos de diversidade microbiológica.

Considerando que os actinomicetos estão amplamente distribuídos no ambiente aquático e que algumas espécies são indígenas, a sua ocorrência no ambiente aquático não prova que eles formam a microbiota indígena da água, devido à possibilidade de que sua presença seja resultado de lavagens de habitats próximos (JIANG; XU, 1996). A maior densidade de isolados bacterianos com características microscópicas de actinomicetos foi obtida na Passagem da Conceição (P1), onde há uma concentração de pequenos estabelecimentos agrícolas familiares nas margens do rio, embora as maiores densidades de bactérias heterotróficas mesófilas e de actinomicetos tenham sido obtidas em P2 e P3, respectivamente (Figura 2). Os resultados confirmam o incremento de poluição na água do rio, reforçando o gradiente de poluição, proveniente das atividades antrópicas que caracterizou a escolha dos pontos de amostragem e a influência pontual das descargas terrestres no corpo d'água receptor, conforme discutido por Lake et al. (2000).

Segundo Malheiros e Lima (2007), os efeitos antrópicos influenciam na densidade e diversidade de actinomicetos presentes nas águas do Rio Cuiabá, sendo sugerido pelas autoras que o derramamento de esgoto doméstico sem tratamento e a ausência de mata ciliar no Rio Cuiabá são os fatores que mais contribuem para a sua poluição.

Campo e Queiroz (2003) mencionam que as bactérias heterotróficas são geralmente inócuas. Elas geralmente não causam danos em pessoas saudáveis, mas podem agravar uma doença ou até mesmo levar à morte por causar enfraquecimento nas pessoas imunodeprimidas, por exemplo. Essas bactérias atuam como

indicadores da coexistência potencial de microrganismos patogênicos oportunistas, sendo recomendado para consumo humano o limite de 500 UFC/mL (BRASIL, 2011; 2017).

A densidade de actinomicetos seguiu o mesmo padrão que o das bactérias heterotróficas, mostrando a influência do ambiente terrestre sobre a população de bactérias presentes nos corpos d'água.

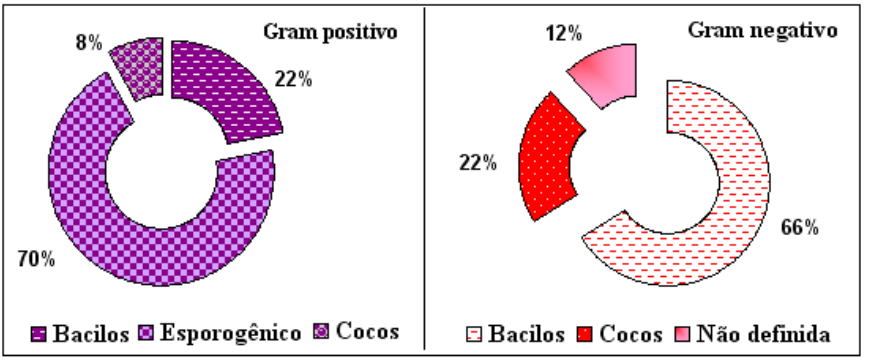
Diversidade de Bactérias Heterotróficas

De acordo com Lima (2009), a poluição urbana de Cuiabá e Várzea Grande influencia na qualidade da água da Bacia do Rio Cuiabá, podendo levar a alterações na comunidade biótica. Nesse trabalho, a autora investigou a abundância microbiana e a diversidade de bactérias nos três diferentes pontos amostrais do Rio Cuiabá, no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande. Amostras de água foram analisadas mensalmente nos períodos de estiagem e cheia de 2004 e 2006, para determinar a densidade e diversidade de bactérias. Foram utilizadas técnicas microbiológicas convencionais e moleculares para estudo da microbiota bacteriana da água, sendo isoladas 896 bactérias heterotróficas das quais 332 estirpes, referentes ao ano de 2006, foram submetidas a análises por BOX-PCR.

As características morfotintoriais feitas a partir da coloração de Gram revelaram, entre os isolados de bactérias heterotróficas observados, um maior percentual de bactérias Gram-positivas (55%), sendo 70% de formas bacterianas esporogênicas, 22% de formas de bacilos e 8% de formas cocoides. Dentre os isolados, as bactérias Gram-negativas corresponderam a 45%, sendo 66% na forma bacilar,

22% na forma de pequenos cocos e 12% de formas não definidas devido à presença de muco (Figura 6).

Figura 6. Resultados das características morfotintoriais de bactérias heterotróficas isoladas da água do Rio Cuiabá/2006



Fonte: Lima (2009)

A partir do total de isolados bacterianos obtidos (896) nos dois períodos do estudo de Lima (2009), foram selecionados para análise da diversidade genética, após amplificação do DNA genômico, os isolados do ano de 2006. Partindo dos 415 isolados de bactérias heterotróficas, foi obtido DNA de 332 estirpes, sendo 72 *amplicons* referentes aos isolados do ponto amostral da Passagem da Conceição (P1), 134 referentes ao ponto P2 (São Gonçalo) e 126 do ponto amostral P3 (Ponte JK).

Análise da diversidade bacteriana heterotrófica

Buscando observar a diversidade bacteriana para cada ponto amostral, a partir das imagens digitalizadas dos fragmentos de DNA dos isolados bacterianos, foram gerados agrupamentos em dendrogramas UPGMA e análise de similaridade de Jaccard (2%) para cada período sazonal (JACCARD, 1908). Nas Figuras 7 e 8 são apresentados os

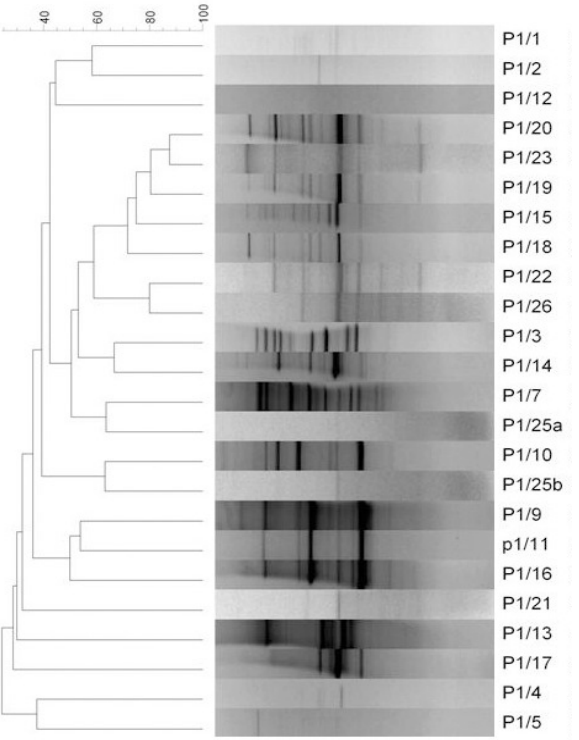
agrupamentos, por período sazonal, para a estação amostral P1 que, a exemplo do ocorrido para os demais pontos amostrais, confirma a expressiva diversidade genética entre os *amplicons* obtidos a partir dos isolamentos. A análise de similaridade no ponto amostral P1 para o período de seca mostrou que, das 24 estirpes amplificadas, 7 apresentaram similaridade ≥ 70%. Em 40% foi observada a formação de três grupos distintos, com a subdivisão de um grupo maior em dois subgrupos. Para o período de cheia, a diversidade com similaridade ≥ 70% ocorreu em 17 das 48 estirpes amplificadas, sendo ainda observada, em um corte de 40%, a separação de três diferentes grupos. Com 56% a subdivisão aconteceu em 10 diferentes agrupamentos, sendo que, em um dos grupos, foram observados seis diferentes adensamentos de estirpes.

Nas Figuras 9 e 10 pode-se observar os agrupamentos formados a partir da análise de Jaccard, para o ponto amostral P2. No período de seca, verificou-se que dos 87 *amplicons* agrupados, 34 apresentaram similaridade de 70%, sendo ainda observado a formação de grandes agrupamentos, com 56% com a formação de 25 subagrupamentos, sendo que o maior apresentou 10 estirpes. Foram observados também dois agrupamentos com duas estirpes cada um, apresentando similaridade acima de 90%. O perfil genético dos isolados no período de cheia apresentou somente formação de grandes agrupamentos com 45% de similaridade. Três estirpes agruparam com 100% de similaridade e 17 com similaridade ≥ 70%.

No ponto amostral P3, das 52 estirpes amplificadas no período de seca, 18 apresentaram similaridade igual a 70% enquanto que no período de cheia, dos 74 *amplicons*, 25 agruparam com similaridade ≥ 70%. Observou-se também, em um corte de 48%, que 16 agrupamentos

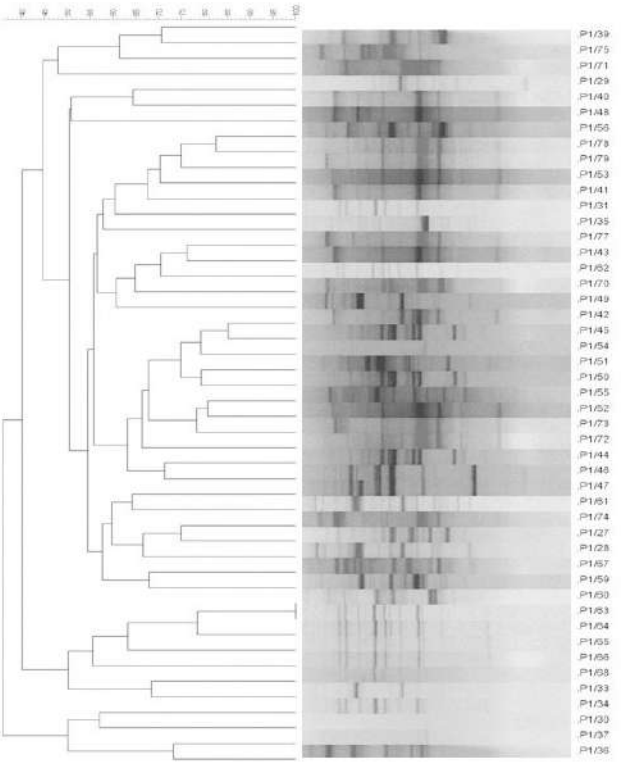
foram formados no período de seca e 8 agrupamentos no período de cheia. Foram observados dois grandes agrupamentos para o período de seca: um contendo 16 e o outro com 11 estirpes. Foram registrados dois grupos com 100% de similaridade, sendo cada um com duas estirpes. No período de cheia, um grande agrupamento foi formado ao nível de 48% de similaridade contendo 20 estirpes (Figuras 11 e 12).

Figura 7. Diversidade bacteriana por análise BOX-PCR de estirpes bacterianas isoladas da água do Rio Cuiabá - Passagem da Conceição (P1), período sazonal seca/2006



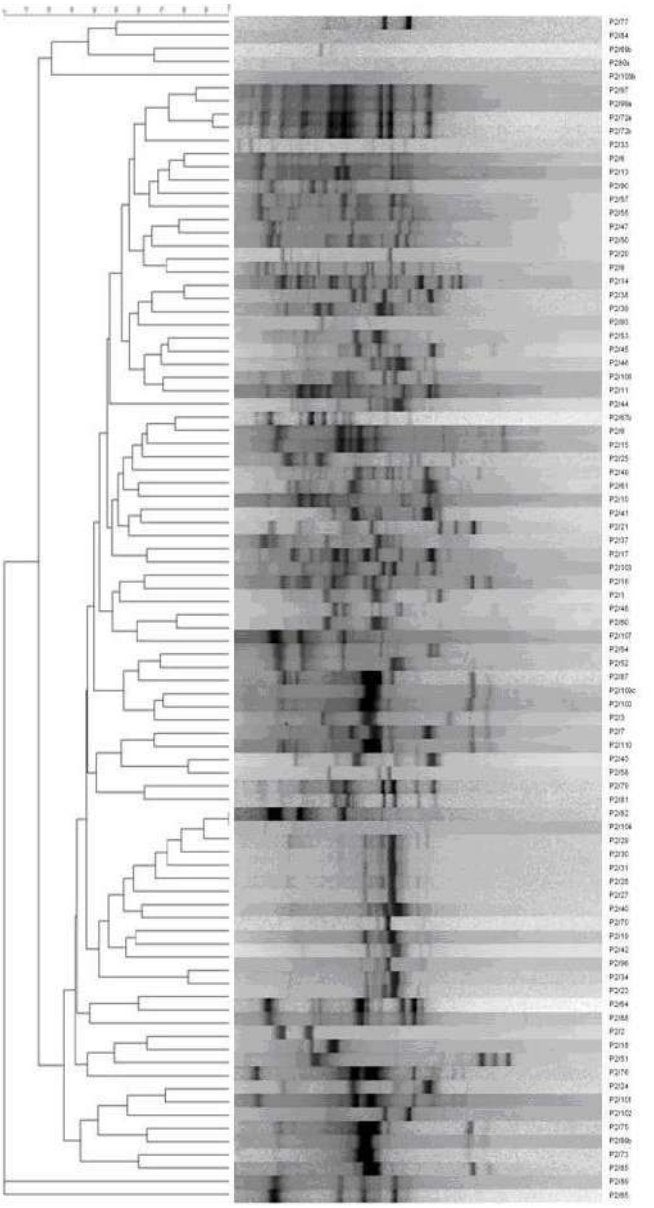
Fonte: Lima (2009)

Figura 8. Diversidade bacteriana por análise BOX-PCR de estirpes bacterianas isolados da água do Rio Cuiabá - Passagem da Conceição (P1), período sazonal de cheia/2006



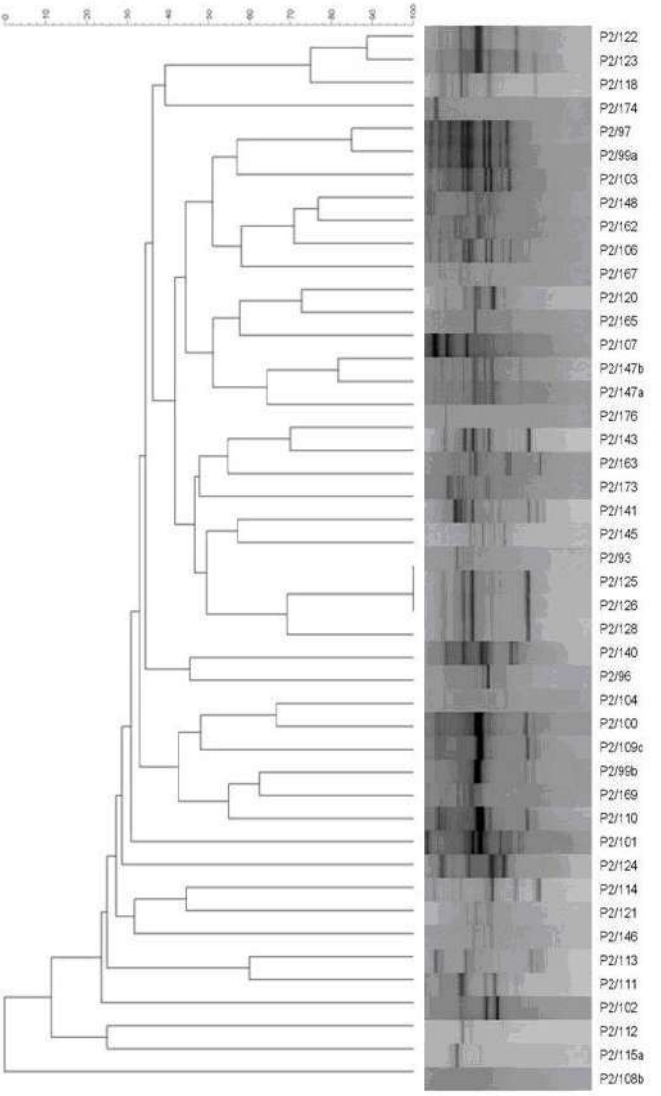
Fonte: Lima (2009)

Figura 9. Diversidade bacteriana por análise BOX-PCR de estirpes bacterianas isoladas da água do Rio Cuiabá - São Gonçalo (P2), período sazonal de seca/2006



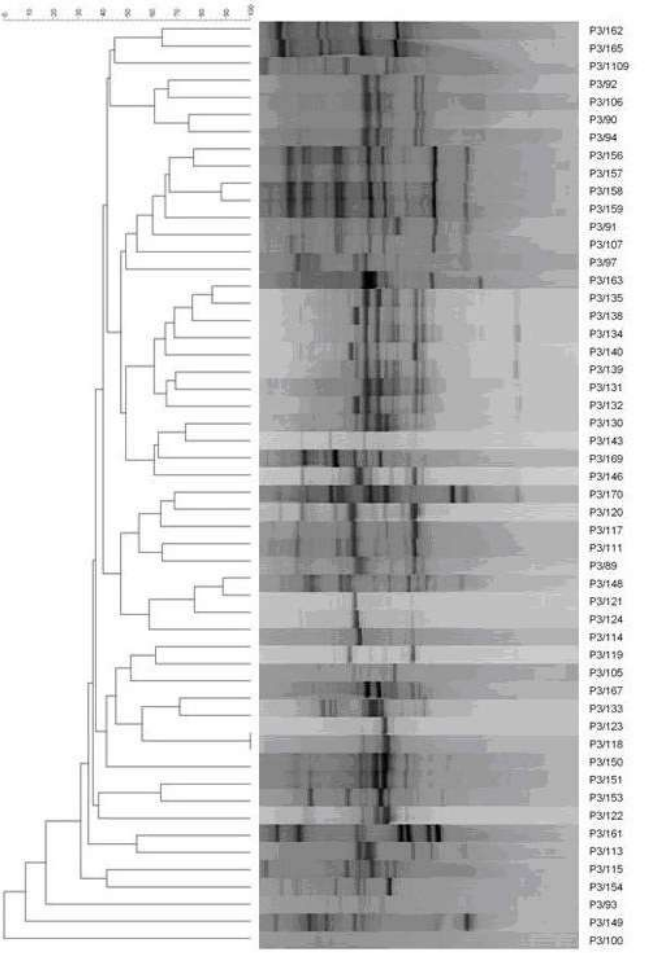
Fonte: Lima (2009)

Figura 10. Diversidade bacteriana por análise BOX-PCR de estirpes bacterianas isoladas da água do Rio Cuiabá - São Gonçalo (P2), período sazonal cheia/2006



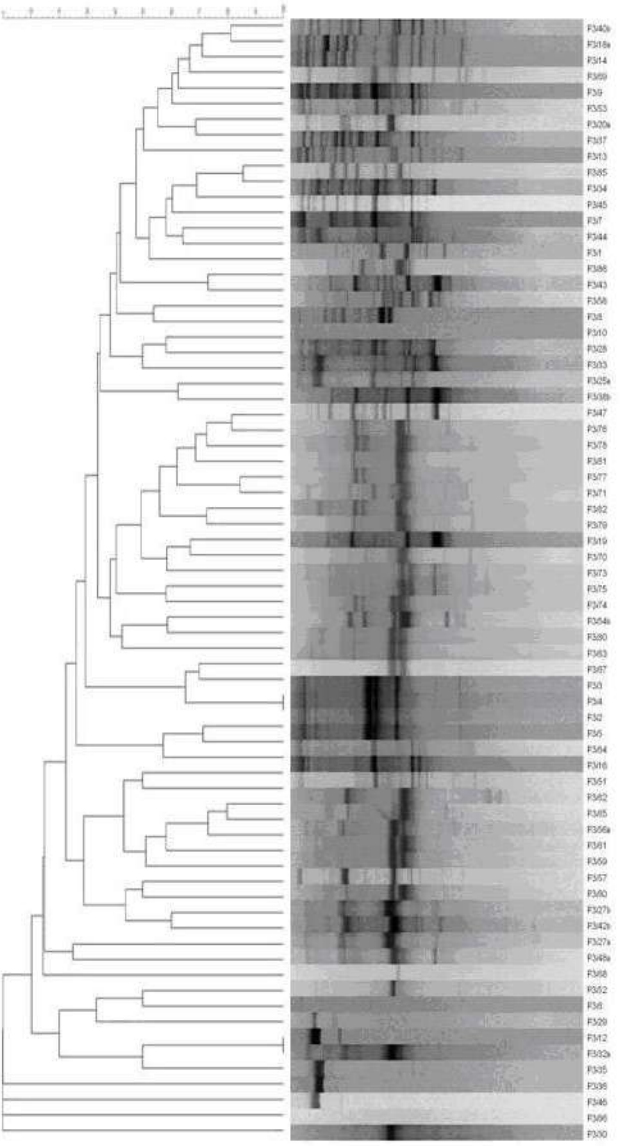
Fonte: Lima (2009)

Figura 11. Diversidade bacteriana por análise BOX-PCR de estirpes bacterianas isoladas da água do Rio Cuiabá – Ponte JK (P3), período sazonal seca/ 2006



Fonte: Lima (2009)

Figura 12. Diversidade bacteriana por análise BOX-PCR de estirpes bacterianas isoladas da água do Rio Cuiabá - Ponte JK (P3), período sazonal cheia/2006



Fonte: Lima (2009)

Relações filogenéticas 16S rDNA de Bactérias

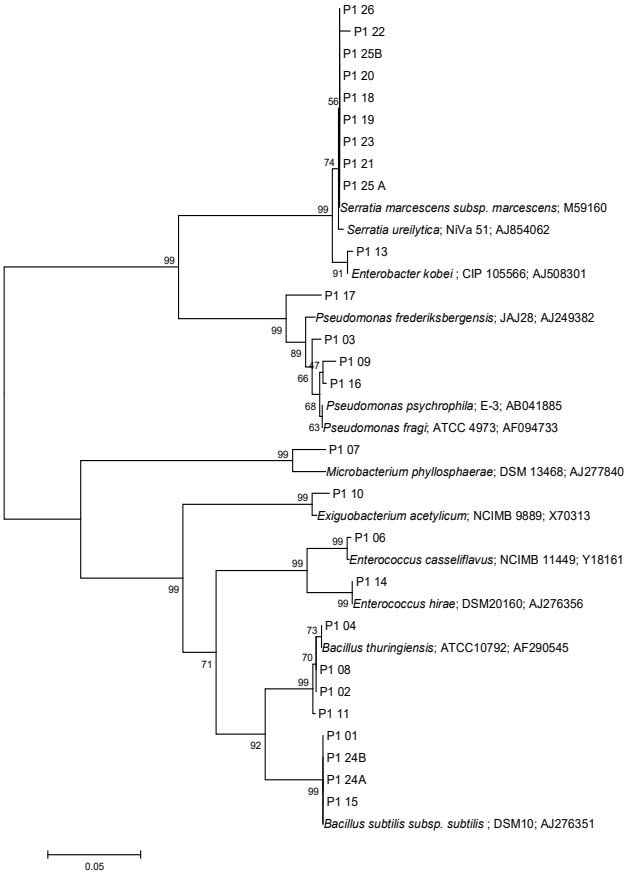
O agrupamento das bactérias após sequenciamento foi construído a partir das 78 sequências de estirpes bacterianas obtidas dos isolados da água do Rio Cuiabá no ponto amostral P1 que são apresentadas por período sazonal nas Figuras 13 e14. Nas tabelas 1 e 2 são apresentadas as sequências das amostras e similaridade para cada Sequência Tipo obtida no RDP.

Tabela 1. Sequências de isolados bacterianos da água do ponto P1, período sazonal de seca. Sequência: sequência da amostra; PB: tamanho da sequência em pares de base; RDP ID: código de acesso da sequência encontrada no RDP; similaridade: porcentagem de similaridade entre a sequência da amostra e a sequência encontrada no RDP; sequência Tipo RDP: sequência tipo mais similar à da amostra encontrada no RDP

Sequência	PB	RDP ID	ID%	Seqüência Tipo RDP
P1 01	492	S000003473	100	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 02	460	S000021267	99,7	*Bacillus thuringiensis*; ATCC10792; AF290545
P1 03	489	S000002852	99,0	*Pseudomonas psychrophila*; E-3; AB041885
P1 04	492	S000021267	100	*Bacillus thuringiensis*; ATCC10792; AF290545
P1 06	387	S000014629	98,3	*Enterococcus casseliflavus*; NCIMB 11449; Y18161
P1 07	440	S000012860	99,5	*Microbacterium phyllosphaerae*; DSM 13468; AJ277840
P1 08	460	S000021267	99,5	*Bacillus thuringiensis*); ATCC10792; AF290545
P1 09	407	S000428774	98,8	*Pseudomonas fragi*; ATCC 4973; AF094733
P1 10	430	S000005065	98,3	*Exiguobacterium acetylicum*; NCIMB 9889; X70313
P1 11	415	S000021267	99,4	*Bacillus thuringiensis*; ATCC10792; AF290545
P1 13	361	S000113887	99,4	*Enterobacter kobei*; type strain: CIP 105566; AJ508301
P1 14	439	S000008500	97,8	*Enterococcus hirae*; DSM20160; AJ276356
P1 15	490	S000003473	100	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 16	481	S000428774	99,8	*Pseudomonas fragi*; ATCC 4973; AF094733
P1 17	436	S000013175	97,9	*Pseudomonas frederiksbergensis*; JAJ28; AJ249382
P1 18	450	S000531179	99,7	*Serratia ureilytica*; type strain: NiVa 51; AJ854062
P1 19	446	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; type strain: NiVa 51; AJ854062
P1 20	458	S000436523	99,7	*Serratia marcescens subsp. marcescens*; M59160
P1 21	412	S000531179	99,7	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 22	431	S000531179	98,9	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 23	504	S000531179	99,8	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 24A	483	S000003473	100	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 24B	435	S000003473	99,7	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 25	423	S000531179	99,7	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 25B	445	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 26	442	S000531179	99,7	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062

Fonte: Lima (2009)

Figura 13. Relações filogenéticas obtidas entre as sequências 16S rDNA de bactérias da água do Rio Cuiabá na Passagem da Conceição no período sazonal de seca. Á árvore foi feita utilizando sequências de 16S rDNA de bactérias isoladas durante o período de seca e de sequências de estirpes tipo obtidas no banco de dados RDP. A árvore foi construída com o método Neighbor-Joining e as distâncias corrigidas pelo método de Jukes-Cantor. Os valores de distância mostrados estão em unidades do número de substituições por sítio. Foram realizados 1.000 bootstraps (valor percentual perto dos nós). A escala representa a mesma unidade que as distâncias evolutivas utilizadas para a inferência. O alinhamento utilizado possui 349 posições



Fonte: Lima (2009)

Tabela 2. Sequências de isolados bacterianos da água do ponto P1, período sazonal de cheia. Sequência: sequência da amostra; PB: tamanho da sequência em pares de base; RDP ID: código de acesso da sequência encontrada no RDP; similaridade: porcentagem de similaridade entre a sequência da amostra e a sequência encontrada no RDP; sequência Tipo RDP: sequência tipo mais similar à da amostra encontrada no RDP

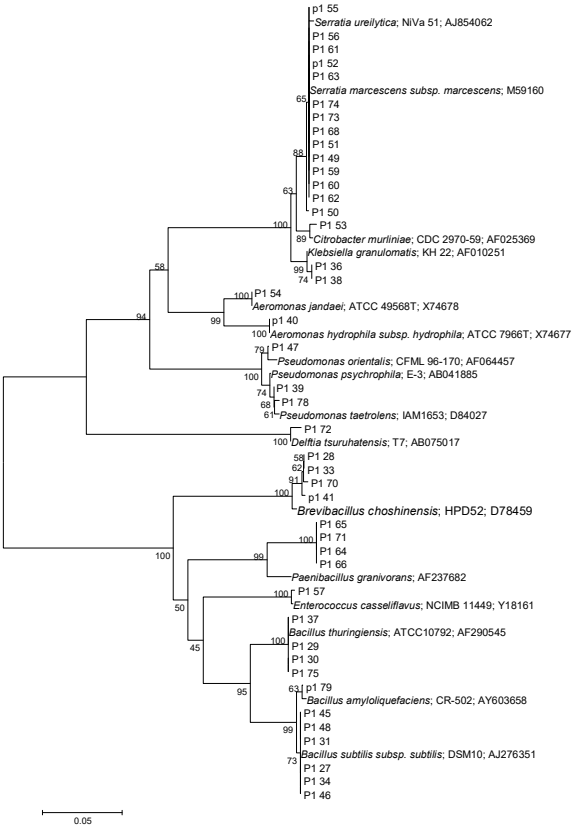
Seqüência	PB	RDP ID	ID%	Seqüência Tipo RDP
P1 27	485	S000003473	100	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 28	403	S000413933	98,6	*Brevibacillus choshinensis*; HPD52; D78459
P1 29	455	S000021267	99,5	*Bacillus thuringiensis*; ATCC10792; AF290545
P1 30	502	S000021267	100	*Bacillus thuringiensis*; ATCC10792; AF290545
P1 31	488	S000003473	99,8	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 33	477	S000413933	99,8	*Brevibacillus choshinensis*; HPD52; D78459
P1 34	423	S000003473	99,4	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 36	432	S000387079	99,5	*Klebsiella granulomatis*; KH 22; AF010251
P1 37	447	S000021267	99,5	*Bacillus thuringiensis*; ATCC10792; AF290545
P1 38	450	S000387079	99,5	*Klebsiella granulomatis*; KH 22; AF010251
P1 39	443	S000008929	99,7	*Pseudomonas taetrolens*; IAM1653; D84027
P1 40	470	S000016358	99,7	*Aeromonas hydrophila subsp. hydrophila*; ATCC 7966T; X74677
P1 41	385	S000413933	99,7	Brevibacillus choshinensis; HPD52; D78459
P1 45	459	S000003473	99,5	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 46	454	S000003473	99,5	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 47	442	S000428331	99,5	*Pseudomonas orientalis*; CFML 96-170; AF064457
P1 48	467	S000003473	100	*Bacillus subtilis subsp. subtilis*; DSM10; AJ276351
P1 49	455	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 50	438	S000436523	99,2	*Serratia marcescens subsp. marcescens*; M59160
P1 51	474	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 52	455	S000531179	99,7	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 53	483	S000427775	99,8	*Citrobacter murliniae*; CDC 2970-59; AF025369
P1 54	475	S000008085	100	*Aeromonas jandaei*; ATCC 49568T; X74678
P1 55	440	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 56	443	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica* ; NiVa 51; AJ854062
P1 57	451	S000014629	99,7	*Enterococcus casseliflavus*; NCIMB 11449; Y18161
P1 59	451	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 60	457	S000436523	99,7	*Serratia marcescens subsp. marcescens*; M59160
P1 61	446	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 62	445	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 63	478	S000436523	100	*Serratia marcescens subsp. marcescens*; M59160
P1 64	498	S000389809	97,3	*Paenibacillus granivorans*; AF237682
P1 65	454	S000389809	95,9	*Paenibacillus granivorans*; AF237682
P1 66	454	S000389809	95,6	*Paenibacillus granivorans*; AF237682
P1 68	454	S000531179	99,5	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 70	462	S000413933	99,5	*Brevibacillus choshinensis*; HPD52; D78459
P1 71	474	S000389809	97,4	*Paenibacillus granivorans*; AF237682
P1 72	444	S000146281	98,9	*Delftia tsuruhatensis*; T7; AB075017
P1 73	477	S000531179	99,7	*Serratia ureilytica*; NiVa 51; AJ854062
P1 74	478	S000436523	99,7	*Serratia marcescens subsp. marcescens*; M59160
P1 75	464	S000021267	99,5	*Bacillus thuringiensis*; ATCC10792; AF290545
P1 78	353	S000002852	99,1	*Pseudomonas psychrophila*; E-3; AB041885
P1 79	478	S000475562	99,7	*Bacillus amyloliquefaciens*; CR-502; AY603658

Fonte: Lima (2009)

A partir da construção das árvores filogenéticas, cada agrupamento foi relacionado a uma cepa-tipo (*Typestrain*) do respectivo gênero identificado para as sequências analisadas (Figuras 13 e 14). Para a escolha da cepa-tipo para cada grupo, foram preferencialmente

selecionadas as provenientes de amostras ambientais e ambiente aquático dulcícola. Todas as sequências dos isolados apresentaram alta similaridade com sequências tipo encontradas no banco de dados RDP. A menor similaridade encontrada (0.956) foi da sequência P1 66 com sua estirpe tipo mais próxima, *Paenibacillus granivorans*.

Figura 14. Relações filogenéticas obtidas entre as sequências 16S rDNA de bactérias da água do Rio Cuiabá na Passagem da Conceição no período sazonal de cheia. A árvore foi feita utilizando sequências de 16S rDNA de bactérias isoladas durante o período de cheia e de sequências de estirpes tipo obtidas no banco de dados RDP. A árvore foi construída com o método Neighbor-Joining e as distâncias corrigidas pelo método de Jukes-Cantor. Os valores de distância mostrados estão em unidades do número de substituições por sítio. Foram realizados 1.000 bootstraps (valor percentual perto dos nós). A escala representa a mesma unidade que as distâncias evolutivas utilizadas para a inferência. O alinhamento utilizado possui 349 posições



Fonte: Lima (2009)

Avaliação da densidade e diversidade bacteriana

As comunidades estabelecidas pela densidade de bactérias heterotróficas não constituem uma unidade taxonômica definida, porém consistem mais precisamente de uma mistura heterogênea de diferentes taxa bacterianos (NORTON; LE CHEVALLIER, 2000). A característica unificante das bactérias na contagem de heterotróficas é representada pela capacidade geral de crescimento (e formação de colônias) sobre compostos orgânicos, com facilidade variável para degradação sob condições específicas de incubação. Além das características fisiológicas unificantes, as bactérias heterotróficas podem ocupar diferentes nichos ecológicos multidimensionais (BEGON, HARPER, TOWNSEND, 1996) como, por exemplo, as comunidades presentes nas contagens de bactérias heterotróficas que podem mostrar um caráter mais autóctone ou alóctone (TOWER, COCKAYNE, 1995).

No trecho urbano estudado do Rio Cuiabá, a densidade bacteriana parece ser controlada pelo aporte dos nutrientes provenientes do incremento da matéria orgânica. Diante dos resultados obtidos no estudo de diversidade bacteriana feito por Lima (2009), foi possível verificar a influência do aporte de matéria orgânica sobre a comunidade bacteriana e as alterações causadas pelo período chuvoso, notadamente no ponto de maior impacto dos efluentes domésticos. Estudos sobre a dinâmica do ecossistema fluvial envolvendo as bactérias heterotróficas e poluentes orgânicos persistentes, com ênfase nos hidrocarbonetos policíclicos (TURNER, RABALAIS; JUSTIC, 2006; BARTH, GRATHWOHL, JONES, 2007; GOCHT, KLEMM, GRATHWOHL, 2007), são de grande relevância para tão importante bacia hidrográfica, principalmente se forem consideradas a maior densidade bacteriana

esporogênica determinada, a dinâmica e, consequentemente, a contribuição dos lançamentos de pisciculturas e riscos inerentes dos efluentes domésticos.

A diversidade bacteriana encontrada a partir do total de 326 estirpes amplificadas por BOX-PCR mostrou que é grande a riqueza de espécies no ambiente fluvial estudado, sendo observado que apenas 36% do total de *amplicons* apresentaram similaridade de 70% (WAYNE et al., 1987; STACKEBRANDT et al., 2002). Observou-se também que, apesar das diferenças encontradas para os períodos sazonais mensurados por técnicas de cultivo bacteriano, nos diferentes pontos amostrais não foram notadas diferenças significativas de riqueza de espécies entre o período de seca e de cheia, quando agrupadas a partir das amplificações pela técnica de BOX-PCR.

No período de seca, das 163 estirpes amplificadas por BOX-PCR, 59 (36%) apresentaram similaridade de 70%, o mesmo ocorrendo para o período de cheia (163 *amplicons* e 36% de similaridade). Ressalta-se que as diferenças na riqueza de espécies foram observadas entre os pontos amostrais, sendo a maior riqueza com menor similaridade notada para o ponto P1, que apresentou 29,2% de similaridade entre os *amplicons* do período de seca e 35,4% de similaridade entre as espécies no período de cheia. Os pontos amostrais P2 e P3 responderam de maneira semelhante às influências sazonais, sendo a diversidade genética para o ponto P2 registrada em 39% (seca) e 36,7% (cheia). Para o ponto P3, a diversidade apresentou similaridade entre as espécies na ordem de 34,6% (seca) e 36,7% (cheia). É importante destacar que, apesar de muito úteis para o estudo da diversidade do ambiente aquático, as técnicas moleculares baseadas em amplificações de isolados é limitada pelo fato de que as bactérias cultiváveis representam apenas 1% do

número de bactérias totais presentes em ecossistemas aquáticos (JOUX; LEBARON, 1995).

Análise das relações filogenéticas 16S rDNA de bactérias

As análises de sequenciamento dos isolados da água da Passagem da Conceição (ponto amostral P1) possibilitaram, para além da identificação das estirpes bacterianas, a incorporação ao Banco de Dados Mundial (NCBI) das 78 sequências gênicas obtidas da água do Rio Cuiabá. A maior riqueza de espécies obtidas da água da Passagem da Conceição (P1) (Figuras 13 e 14 e Tabelas 1 e 2) foi identificada no período de cheia, sendo os gêneros *Serratia, Pseudomonas, Bacillus* e *Brevibacillus* os mais representativos. A maior diversidade de espécies (Figuras 13 e 14) foi observada para o gênero *Pseudomonas,* que apresentou similaridade acima de 99% em 6 diferentes estirpes isoladas. A ocorrência de espécies típicas de ambientes terrestres, e mais especificamente do solo, reflete a dinâmica do ambiente fluvial, assim como o equilíbrio existente entre os períodos sazonais.

Embora no estudo feito por Lima (2009) não tenham sido determinadas contagens de bactérias do solo das margens e do sedimento do rio, é possível reconhecer que a enxurrada após as chuvas pode ter influência sobre os números de microrganismos detectados. A subida das águas contendo material carreado do entorno e demais condições favoráveis no ambiente aquático, tais como temperatura e pH, por exemplo, proporcionam condições favoráveis para o solo agir como um reservatório de bactérias coliformes e fonte para contaminação da água. Os diferentes tipos bacterianos identificados para o ponto amostral P1, a grande abundância e a diversidade bacteriana observadas

na água dos pontos P2 e P3 representam um risco potencial de doenças de veiculação hídrica.

A presença de bactérias do gênero *Bacillus* representa a contribuição do solo e os riscos de doenças de veiculação hídrica por formas microbianas, tais como cistos e oocistos de protozoários, resistentes ao tratamento convencional de água de consumo. As estirpes identificadas são comumente isoladas de águas fluviais e solo (GONI-URRIZA et al., 2000). *Aeromonas hydrophila* é associada com gastrenterite e *Pseudomonas aeruginosa*, afetando pacientes que são imuno-comprometidos e aqueles com distúrbios metabólicos e hematológicos (PEARSON et al., 2000). A presença de patógenos oportunistas, bem como de *Klebsiella* spp. pode ter sérias implicações para o consumo de água diretamente do rio, especialmente por crianças, idosos e pessoas infectadas com o Vírus da Imunodeficiência Humana / Síndrome da Imunodeficiência Adquirida – HIV/SIDA.

A diversidade de espécies do gênero *Serratia* foi a mais expressiva no estudo de Lima (2009), independentemente do período sazonal, e tem sido relatada em vários ambientes fluviais. Alguns membros desse gênero são responsáveis pela produção de pigmentos identificados como prodigiosin (HEARN et al., 1970; GERBER, 1975). A formação de esporos pela subespécie de *Serratia marcescens* (*S. marcescens* subsp. *sakuensis*) foi descrita por Ajithkumaret al. (2003). Uma nova espécie não esporulada e não pigmentada de *Serratia ureilytica* foi isolada e identificada como cepa tipo Niva51T (= LMG 22860T = CCUG 50595T) (BHASKAR, PRADOSH; RANADHIR, 2005) em amostras de água do Rio Torsa, na China, sendo a sua ocorrência relacionada com o alto teor de nitrogênio amoniacal livre na massa líquida, devido à contaminação residual.

Esporos de *Bacillus* spp. são facilmente encontrados no solo e em outros ambientes. A água é um ambiente onde a presença dos esporos e das células vegetativas de *Bacillus* spp. é esperada. Contudo, o papel e o risco de esporos toxigênicos na água como fator de contaminação não são claramente delineados. *Bacillus cereus* tem sido isolado de água acumulada em reservatório de distribuição predial e relacionado com infecção de pacientes hospitalares com queimaduras graves (TORREGROSSA et al., 2000). *Bacillus thuringiensis* também tem sido isolado de amostras de água em sistema de distribuição de água para consumo humano (ICHIMATSU et al., 2000). A presença de esporos na água requer atenção dos responsáveis pela distribuição de água para consumo humano, já que as bactérias podem passar pelo tratamento simplificado como filtração e desinfecção (cloração) e, quando em condições favoráveis, podem se multiplicar. A presença de esporos de bactérias é relacionada, frequentemente, como causa de estrago e/ou envenenamento alimentar. As limitações impostas pela qualidade e quantidade de água podem representar uma força seletiva importante na comunidade, uma vez que um número restrito de microrganismos tolera situações adversas (POTTS et al., 1994).

As bactérias Gram-positivas são mais resistentes a eventos de flutuações e estresse hídrico do que as bactérias Gram-negativas (SCHIMEL; BALSER; WALLENSTEIN, 2007). Segundo esses autores, algumas bactérias, quando em estresse hídrico, alocam recursos e, muitas vezes, permanecem na fase estacionária, na qual as células ficam pequenas e quase esféricas (SIEGLE; KOLTER, 1992). Bactérias mais tolerantes à dessecação adotam várias estratégias de sobrevivência, por vários mecanismos fisiológicos tais como acumulação intracelular de carboidratos, proteína ou ácidos gordurosos, substância segregada de

polissacarídeo e formação de biofilmes ou por dormência e esporulação (BÄR et al., 2002).

Segundo Lima (2009), durante o estudo, na etapa de identificação das características morfotintoriais e bioquímicas, muitos foram os isolados que apresentaram características típicas de estresse como esporos e biofilmes de polissacarídeo dificultando a identificação. Apesar de o ambiente estudado não sofrer período de seca acentuado, é possível que o carreamento de solo das margens, a diminuição da massa líquida e alterações nas propriedades físicas e químicas da lâmina d'água exponham a microbiota a condições limitantes.

Parte 2. Diversidade bacteriana total na água do Rio Cuiabá

Análise da diversidade bacteriana através de eletroforese em gel de gradiente desnaturante – DGGE

Para a análise da diversidade bacteriana, as amostras de água coletadas no Rio Cuiabá (Figura 1) em dois períodos sazonais de 2006 (seca e cheia) foram processadas para extração do DNA total da água usando protocolo descrito por Sommerville et al. (1989) modificado por Rivera et al. (2003). Os fragmentos da região variável V6 a V8 do gene 16S do rDNA total extraído das amostras de água foram amplificados em duas etapas: primeira com o par de iniciadores 1401U (5' CGG TGT GTA CAA GGC CC- 3') e 984 (5'-AAC GCG AAG AAC CTT AC-3') (HEUER; SMALLA, 1997). O produto dessa amplificação foi usado como padrão para a segunda etapa, utilizando os iniciadores F984 com grampo de GC (5'-CGC CCG GGG CGC

GCC CCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG GAA CGC GAA GAA CCT TAC-3') e 1401U (5' CGG TGT GTA CAA GGC CC- 3') e 984 (5'-AAC GCG AAG AAC CTT AC-3') (MUYZER et al., 1993) e os amplicons do PCR 16S rDNA foram analisados em gel de poliacrilamida (acrilamida: bis-acrilamida, 37,5: 1) por meio da técnica de eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE). A diversidade de bactérias foi determinada pelo número de *amplicons* presentes em cada amostra, sendo portando considerada a relação 1 banda = 1 comunidade, composta por 1 ou várias OTUs – Unidade Taxonômica Operacional (do inglês *Operational Taxonomic Units*), categoria que segundo Pedrós-Alió (2006) é a mais adequada para ser utilizada em estudos de microrganismos. A similaridade entre as amostras foi determinada com base na ausência/presença das bandas no gel, utilizando o pacote estatístico do aplicativo Gelcompar 4.0 e o perfil das comunidades bacterianas, feito através da análise de agrupamento. A análise de agrupamento foi realizada usando UPGMA e coeficiente de Jaccard, com tolerância de 2% (JACCARD, 1908).

Os resultados obtidos por Lima (2009), com a separação dos fragmentos 16S rDNA de bactérias em PCR-DGGE utilizando iniciadores universais, foram corridos em triplicata de cada amostra e usado como marcador uma mistura de fragmentos de 16S rDNA amplificadas de bactérias padrão (Figuras 15 a 23).

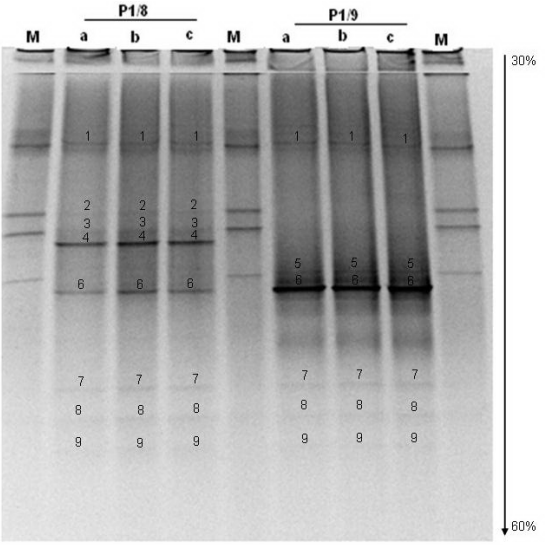
Nas Figuras 15 e 16 são apresentados os géis de DGGE obtidos para o ponto amostral P1 (seca e cheia).

A separação dos fragmentos 16S rDNA em PCR-DGGE indicaram mudanças na comunidade de bactérias na água do ponto amostral P1 no período de seca, principalmente quando se observa a presença de bandas dominantes em P1/8 (banda 1) e ausência em

P1/9, assim como a presença de algumas bandas apenas em P1/8 (2, 3 e 4) e a forte dominância da banda 5 no P1/9.

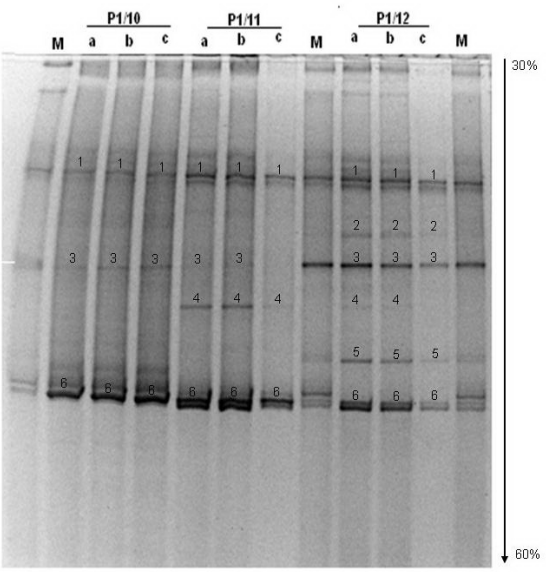
A Figura 15 apresenta o perfil gerado a partir da separação dos fragmentos 16S rDNA da comunidade de eubactérias em DGGE, sendo possível observar o perfil prevalente e dominante das bandas 1, 6, 7, 8 e 9 em todos os meses do período sazonal de seca. Ressalta-se a dominância da banda 6, expressa pela intensidade do perfil apresentado. As bandas 2, 3 e 4 que só apareceram no mês de agosto (P1/8), sendo a banda 4 a de maior intensidade e a banda 5 que só é percebida no mês de setembro (P1/9).

Figura 15. Perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P1 no Rio Cuiabá - Período Seca/2006. Linhas: M, marcador; P1/8: Ponto P1/agosto; P1/9: Ponto P1/Setembro. As letras a, b e c indicam as tréplicas de uma mesma amostra



Fonte: Lima (2009)

Figura 16. Perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P1 no Rio Cuiabá - Período Cheia/2006. Linhas: M, marcador; P1/10: Ponto P1/outubro; P1/11: Ponto P1/novembro; P1/12: Ponto P1/dezembro. As letras a, b e c indicam as tréplicas de uma mesma amostra



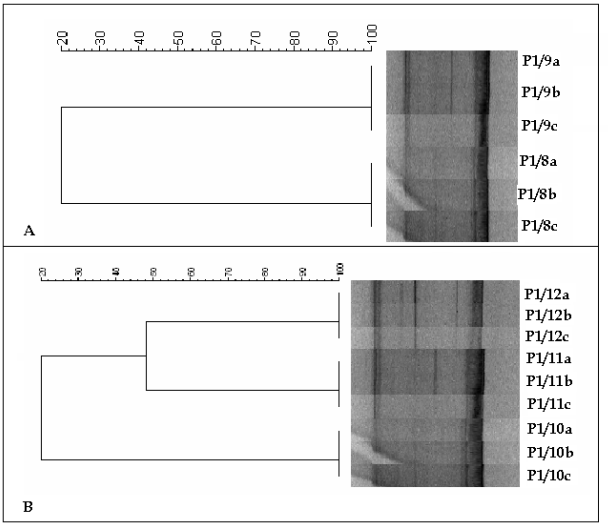
Fonte: Lima (2009)

Para as três análises do período de cheia, mostradas na Figura 16, observa-se que as bandas 1, 3 e 6 se fazem presentes em todos os meses, sendo a banda 6 a de maior intensidade em todas as amplificações e a banda 3 mais intensa no mês de dezembro (P1/12). As bandas 2 e 5 só aparecem em P1/12 e a banda 4 surge em P1/11 e é fracamente percebida em P1/12. A similaridade de 63,93% apresentada entre os meses de seca (Figura 16) indica a diversidade entre as comunidades. As triplicatas confirmaram a integridade do produto de amplificação, minimizando a possibilidade de erro metodológico.

Salienta-se que existe um perfil de bandas dominantes na parte inferior dos géis e que é comum a todos os meses do período sazonal

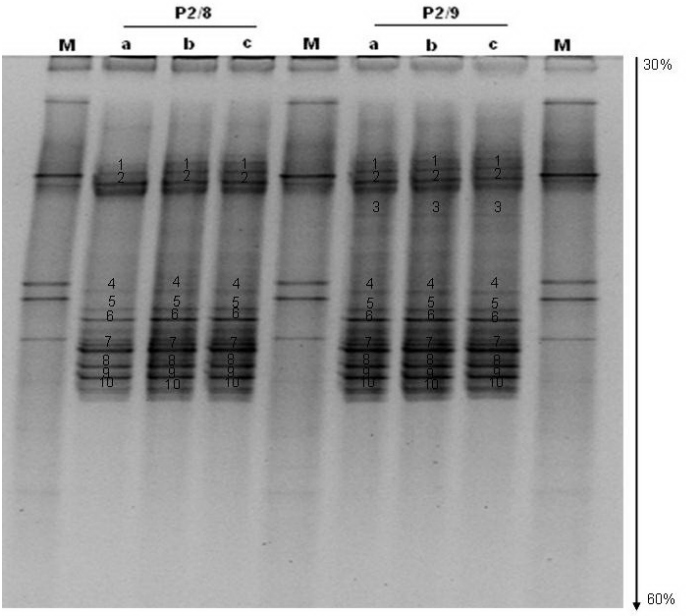
de seca com similaridade de 63,93% entre os meses de setembro e agosto (Figura 17A). A similaridade entre os diferentes meses do período sazonal de cheia, por sua vez, foi de 53,03% (P1/10) e 86,67% para P1/12 e P1/11. Um padrão de bandas na parte superior do gel nos períodos de seca e cheia pode também ser observado. Na imagem do gel apresentado na Figura 17B nota-se a existência um perfil de bandas dominantes na parte inferior do gel, comum a todos os meses do período sazonal de cheia. Pode-se observar também pouca variação entre os perfis nos períodos sazonais para este ponto amostral. Percebe-se presença ou não de bandas nos perfis, bem como as mesmas bandas com diferentes intensidades, o que representaria a abundância filogenética dos grupos.

Figura 17. Dendrograma com perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P1 no Rio Cuiabá. Períodos sazonais de seca (A) e cheia (B). As letras a/ b/ c indicam as triplicatas de uma mesma amostra



Fonte: Lima (2009)

Figura 18. Perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P2 no Rio Cuiabá – período de seca/2006. Linhas: M, marcador; P2/8: Ponto P2/agosto; P2/9: Ponto P2/setembro. As letras a, b e c indicam as tréplicas de uma mesma amostra



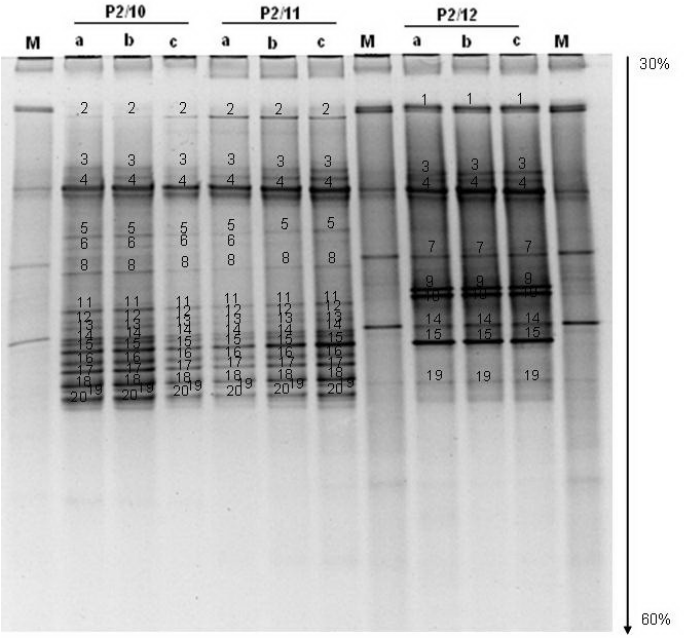
Fonte: Lima (2009)

Para o ponto amostral P2 no período de seca, observou-se a manutenção de grande parte das comunidades bacterianas nos meses do estudo, sendo a comunidade representada pela banda 3 (P2/9), diferente das demais (Figura 18).

Para o período de cheia, o ponto P2 apresentou padrão de distribuição de comunidades semelhantes nos meses de outubro e novembro (P2/10 e P2/11) e o desaparecimento em P2/12 das comunidades representadas pelas bandas 2, 5, 16, 17 e 18. A comunidade representada pela banda 1 só foi observada em P1/12. Vale destacar que, esse padrão se deva, talvez, às alterações sofridas no ambiente

de coleta em decorrência de aporte de material, vazão e precipitação registrados no período, notadamente em dezembro (Figura 19).

Figura 19. Perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P2 no Rio Cuiabá – período de cheia/2006. Linhas: M, marcador; P2/10: Ponto P2/outubro; P2/11: Ponto P2/novembro; P2/12: Ponto P2/dezembro. As letras a, b e c indicam as tréplicas de uma mesma amostra.

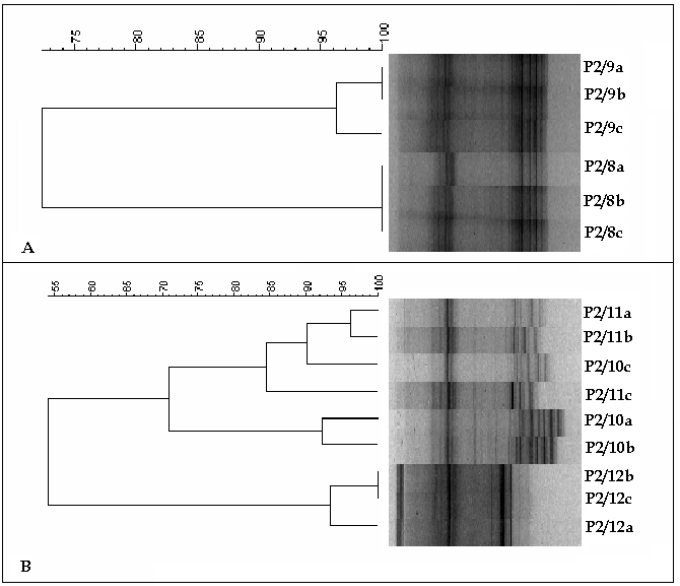


Fonte: Lima (2009)

Para o ponto amostral P2, observa-se o agrupamento com similaridade superior a 70% entre os meses de outubro e novembro e de 65% em relação a dezembro. É possível observar a presença de bandas nos meses P2/10 e P2/11 e ausência no mês de pico de cheia (P2/12). A similaridade entre os *amplicons* para o período sazonal de seca no ponto P2 foi de 80%. O número de bandas entre as amostras

mensais e sazonais se mostra homogêneo e as triplicatas agruparam com similaridade superior a 90%, entre os *amplicons* (Figura 20).

Figura 20. Dendrograma com perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P2 no Rio Cuiabá. Períodos sazonais de seca (A) e cheia (B). As letras a/ b/ c indicam as triplicatas de uma mesma amostra



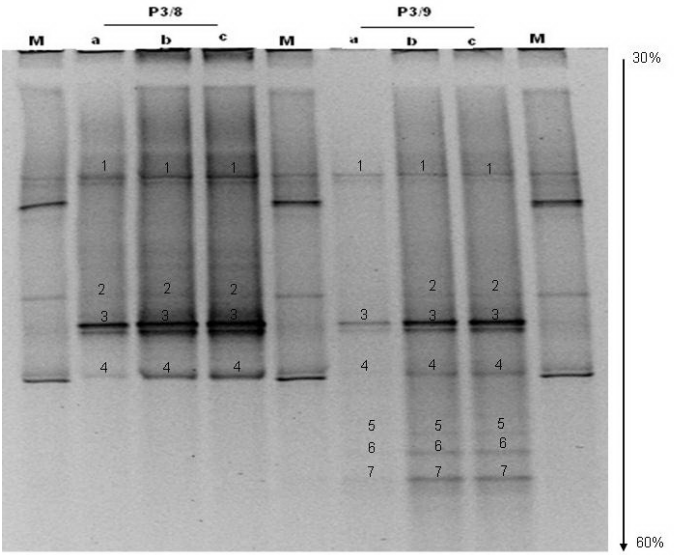
Fonte: Lima (2009)

O padrão de distribuição da diversidade bacteriana no ponto amostral P3 foi o mais irregular entre os pontos analisados, mostrando similaridade entre as triplicatas mensais e maior heterogeneidade entre as análises mensais nos dois períodos sazonais.

É possível observar maior diversidade e intensidade nos *amplicons*, notadamente no período sazonal de seca (Figura 21) em amostras do mês de agosto (bandas 1, 2, 3 e 4) e no período de cheia (Figura 22) no mês de novembro (bandas de 1 a 9).

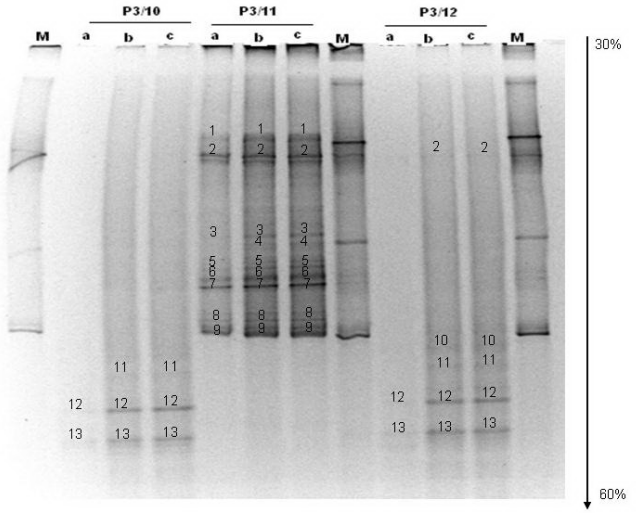
As flutuações das comunidades representadas pelas presenças das bandas 11, 12 e 13 (P3/10 e P3/12) e ausências em P3/11 mostram heterogeneidade para o ponto amostral durante os meses do estudo, sugerindo o estresse hídrico em decorrência do aporte de efluentes a montante do ponto de coleta, aliado às características do leito e margens do rio.

Figura 21. Perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P3 no Rio Cuiabá – período de seca/2006. Linhas: M, marcador; P3/8: Ponto P3/agosto; P3/9: Ponto P3/setembro. As letras a, b e c indicam as tréplicas de uma mesma amostra



Fonte: Lima (2009)

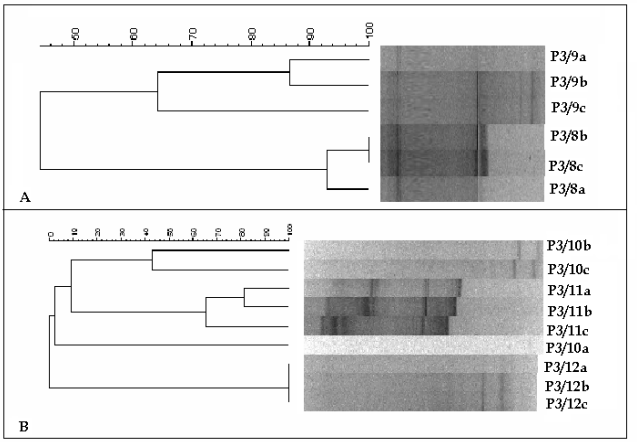
Figura 22. Perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P3 no Rio Cuiabá – período de cheia/2006. Linhas: M, marcador; P3/10: Ponto P3/outubro; P3/11: Ponto P3/novembro; P3/12: Ponto P3/dezembro. As letras a, b e c indicam as tréplicas de uma mesma amostra



Fonte: Lima (2009)

O dendrograma (Figura 23), resultante da matriz de distâncias entre as comunidades, revela também a formação de grupos bacterianos bem delineados com tréplicas agrupando-se entre si (P3/12), evidenciando comunidades com estrutura genética distinta (P3/9, P3/10 e P3/11).

Figura 23. Dendrogramas com perfis de DGGE dos fragmentos de 16S rDNA obtidos das amostras de água do ponto amostral P3 no Rio Cuiabá. Períodos sazonais de seca (A) e cheia (B). As letras a/ b / c indicam as triplicatas de uma mesma amostra



Fonte: Lima (2009)

Os resultados obtidos nas análises de PCR-DGGE (Figuras 15 a 23) mostraram uma maior diversidade de comunidades bacterianas na água do ponto P2 quando comparados aos dois outros pontos amostrais, independentemente do período sazonal. As diferenças relativas à diversidade bacteriana, padrão de distribuição das comunidades entre os diferentes pontos amostrais e os períodos sazonais, refletiram a dinâmica do sistema fluvial em consonância com as características ambientais de cada ponto amostral. Isso foi observado notadamente nos pontos P2 e P3 em função do aporte de efluentes, mesmo no período de cheia, em que a vazão acarreta maior diluição dos efluentes. As diferenças observadas pela presença ou não de bandas, bem como as mesmas bandas com diferentes intensidades nos perfis genéticos

gerados pela técnica representaram as diferenças na abundância filogenética dos grupos bacterianos no ambiente fluvial no período do estudo. Entretanto, uma correlação direta entre a intensidade de uma banda e a abundância de uma dada espécie em seu ambiente não é possível afirmar, porque os fragmentos 16S rDNA de espécies distintas podem partilhar a mesma mobilidade eletroforética e estirpes de uma mesma espécie podem apresentar variação na sequência desse mesmo gene, apresentando migração distinta (FOGEL et al., 1999).

O poder de resolução da técnica de DGGE permitiu que os perfis de réplicas múltiplas fossem colocados lado a lado no gel, possibilitando a fácil identificação de bandas que ocorreram em todas as réplicas ou que não se mostraram presentes em todas as amostras. Ao cruzar os dados obtidos nas técnicas convencionais, resultantes dos métodos dependentes de cultivo, como a contagem de bactérias heterotróficas e técnicas moleculares, foi possível identificar a riqueza de espécies e o grau de diversidade bacteriana do ambiente aquático estudado.

O DGGE mostrou a manutenção de algumas comunidades bacterianas da água do Rio Cuiabá, independentemente do ponto amostral ou período sazonal. Mostrou, também, o incremento nas comunidades bacterianas, em abundância para a estrutura oligárquica de algumas comunidades, nas quais poucas populações foram dominantes e um grande número de populações mais raras teve seus padrões alterados pelo aporte de matéria orgânica (P2). Além disso, ocorreu a manutenção da estrutura de algumas comunidades (como por exemplo, a banda 6 de P1/9 e 6 de P1/12 e as bandas 15 e 19 de P2/12), apesar das alterações sofridas pelo ambiente hídrico. Todas as limitações inerentes às particularidades das técnicas dependentes de cultivo para expressão

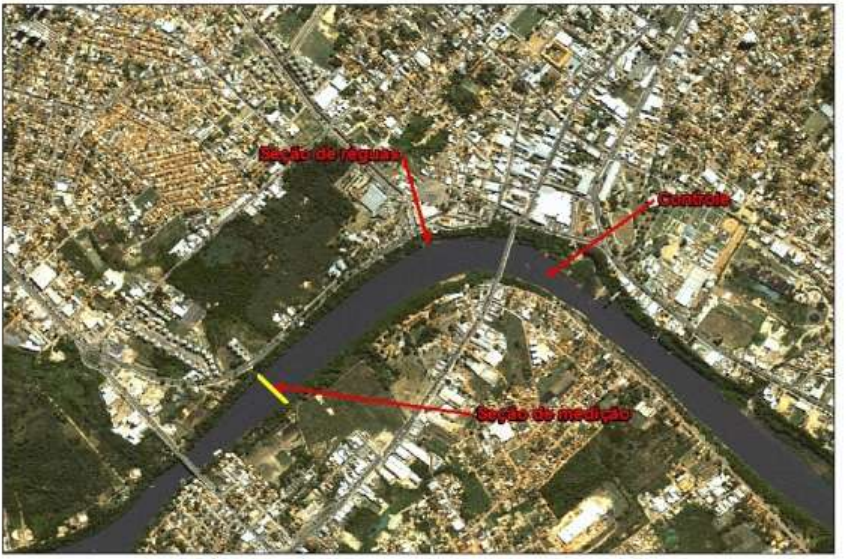
da diversidade microbiana, assim como os "vieses" da coleta de água para extração de DNA total, podem ter influenciado nos resultados da diversidade e manutenção das comunidades. O fato de não ter os sequenciamentos das comunidades representadas pelas amplificações impossibilita afirmações sobre a composição da diversidade, e também sobre quais as consequências que as alterações observadas provocam nos perfis das comunidades, em nível de populações.

Parte 3: Estudo da diversidade de *Escherichia colina* água do Rio Cuiabá

Fonte dos dados

A diversidade gênica de *Escherichia coli de* isolados bacterianos de amostras de água do Rio Cuiabá, analisada por Golin (2015), foi obtida a partir do estudo da densidade bacteriana de *Escherichia coli* (*E. coli*) feita por Barreto (2013). As amostras de água foram coletadas no posto fluviométrico do Porto, nas coordenadas geográficas 15° 36' 56" S e 56° 06' 31" W (Figura 25) em seção transversal do rio, na margem esquerda (1/6 – Ponto P1), no canal principal (1/2 – Ponto P2) e na margem direita (5/6 – Ponto P3).

Figura 25. Estação Hidrométrica do Porto em Cuiabá/MT, Imagem Spot 2010 (SEMA-MT)



Fonte: Barreto (2013)

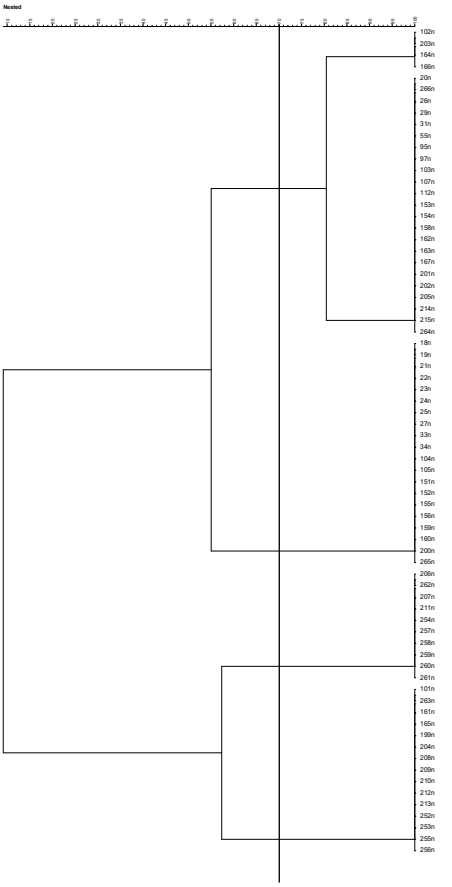
Foi de 299 culturas de *E. coli* o total isolado do cultivo positivo em substrato cromogênico e fluorogênico (Colilert®), culturas essas ativadas com crescimento em caldo nutriente e congeladas à temperatura de -20°C. Posteriormente, 84,6% das cepas foram reativadas em meio de cultura TSB e o DNA extraído, purificado, quantificado e amplificado pela técnica de PCR utilizando o par de iniciadores universais 27F (5'-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG - 3') e 1401U (5'-CGGTGTGTACAAGGCCC - 3'). Os produtos da amplificação dos genes 16S rDNA, das *E. coli* isoladas da água do Rio Cuiabá foram empregados como padrão na reação Nested-PCR, utilizando o iniciador BOXA1R (5'-CTA CGG CAA GGC GAC GCT GAC TGA CG-3') (VERSALOVIC et al., 1994) para melhor especificidade e eficiência da reação. Destaca-se que o segmento genômico é amplificado primeiro de

forma abrangente e, em seguida, amplificada a sequência-alvo (TOZE, 1999; GIRONES, 2010).

Os dados obtidos na eletroforese da reação de Nested-PCR foram analisados pelo método de ligação média não ponderada de agrupamento aos pares e as distâncias genéticas obtidas pelo complemento aritmético do coeficiente de similaridade de Jaccard, sendo a similaridade entre as amostras determinada por matrizes binárias de presença e ausência para cada um dos pontos de análise, em função da posição que as bandas ocupavam no gel (KOZDRKOJ; Van ELSAS, 2001) sendo os perfis com 70% de similaridade nos dendrogramas, ponderando tolerância de 1% considerados semelhantes (WAYNE et al., 1987; STACKEBRANDT et al., 2002; LIMA, 2009). Para análise de agrupamento e construção de dendrogramas de similaridade entre os isolados de *Escherichia coli* foi utilizado o aplicativo *Bionumerics* 7.0 (*Applied Maths*; Licença: 135140117978559, 24/02/2014).

Os produtos de amplificação da PCR de *E. coli* do ponto amostral P1 reuniram-se em 12 agrupamentos com 100% de similaridade entre as cepas de cada grupo, uma cepa (255) com similaridade menor que 70% e uma cepa (200) dissimilar, totalizando 15 genótipos diferentes (considerando a cepa 55). Ponderando os agrupamentos desse ponto observou-se que todos os grupos apresentaram similaridade < 70% em relação a outro (Figura 26).

Figura 26. Diversidade gênica, por NESTED-PCR, de todas as 72 cepas de *E. coli* isoladas da água do Rio Cuiabá-MT, referente as seis coletas do Ponto Amostral P1. A linha vertical indica 70% de similaridade



Fonte: Golin (2015)

A *E. coli* tem a capacidade de sobreviver em diversos ambientes e isso contribui para a sua ampla diversidade genética, geralmente melhorando a capacidade de adaptação da espécie e resistência às alterações ambientais (GOTO; YAN, 2011). De acordo com os dados de Barreto (2013), o pH da água do ponto amostral P1 foi ligeiramente

ácido em todas as coletas e a temperatura da água foi menor quando relacionada à temperatura dos pontos P2 e P3, com uma variação térmica de até 3,4 °C. Portanto, supõe-se que as cepas dissimilares podem ser de *E. coli* mais resistentes a variações de pH e temperatura, provavelmente contendo genes de patogenicidade.

É necessário ressaltar que na margem esquerda do Rio Cuiabá há vários aglomerados populacionais (LIMA, 2009) podendo a ocorrência de *E. coli* da água do ponto amostral P1 ser atribuída a contaminação de origem humana.

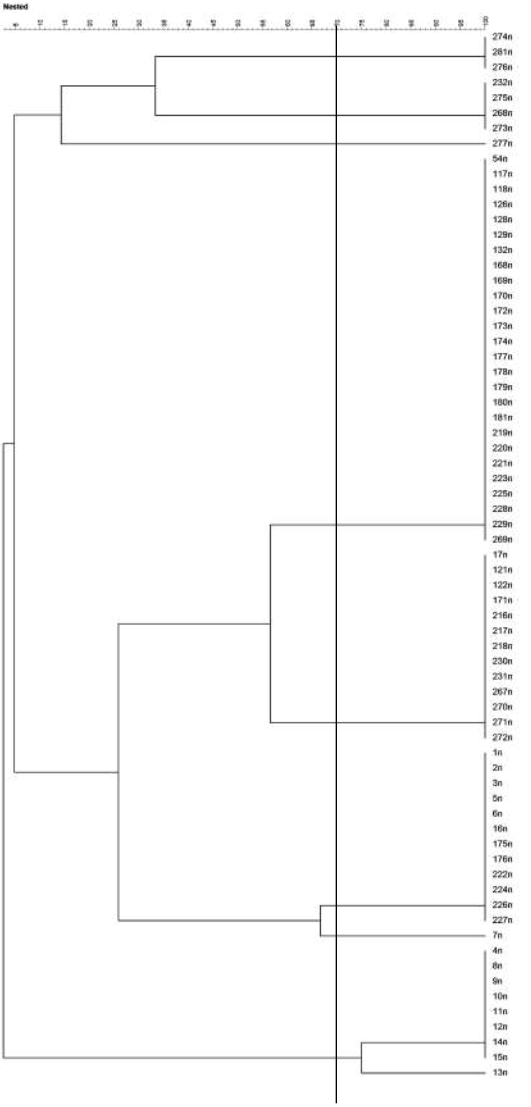
O canal principal do Rio Cuiabá no ponto amostral P2 apresentou valor mediano de diversidade gênica (32,65%) em relação às margens. As análises das impressões digitais das 69 cepas do Ponto P2 mostraram seis agrupamentos (3, 4, 26, 13, 12 e 8, respectivamente) com 100% de similaridade entre as cepas de cada grupo. O dendrograma apresentou uma cepa (13) com similaridade maior que 70% e duas cepas (7, 277) com similaridade menor que 70%. Todos os agrupamentos mostraram similaridade < 70% entre si (Figura 27).

O ponto amostral P2 apresentou 12 agrupamentos com 100% de similaridade entre as cepas de cada grupo, duas cepas (171 e 224) com similaridade maior que 70%, duas cepas (232 e 277) com similaridade menor que 70% e uma cepa (17) dissimilar. Os genótipos diferentes da *E. coli* das coletas analisadas individualmente do Ponto P2 totalizaram 16 (considerando a cepa 54).

O ponto amostral P2, na seção de coleta, é o canal principal do Rio Cuiabá, onde foi averiguada profundidade média em 4,39 m, com vazão média 106,60 m^3/s e com velocidade 0,47 m/s (BARRETO, 2013). A profundidade do canal do rio, velocidade da corrente,

sedimentos em suspensão, são características físicas que interferem no transporte de material (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Figura 27. Diversidade gênica, por Nested-PCR, de todas as 69 cepas de *E. coli* isoladas da água do Rio Cuiabá-MT, do Ponto P2. A linha vertical indica 70% de similaridade

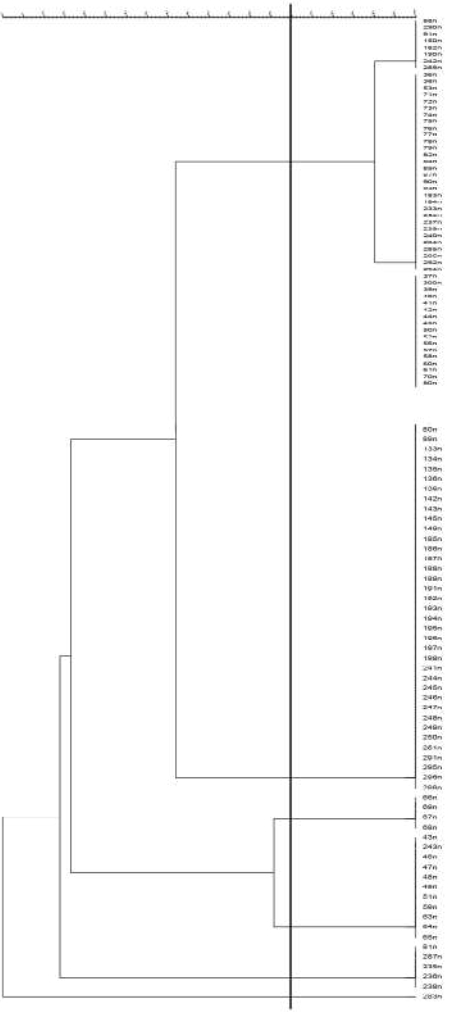


Fonte: Golin (2015)

Os produtos de amplificação para os isolados de *E. coli* da margem direita (P3) (Figura 28) geraram 98,21% de cepas similares e, entre os três pontos amostrais, essa margem apresentou maior diversidade gênica (36,73%). Essa maior diversidade pode estar relacionada com afluentes receptores de contaminantes, além de atividades agrícolas, criação de gado e suínos, existentes a montante do ponto de coleta no Rio Cuiabá.

O dendrograma produzido pelos produtos de amplificação do DNA de todas *E. coli* do ponto amostral P3 (Figura 28) totalizaram 112 cepas e a análise das impressões digitais mostrou homogeneidade, gerando seis agrupamentos (08, 30, 53, 04, 11 e 05, respectivamente) com 100% de similaridade entre as cepas de cada grupo. A cepa 283 foi a única a ser dissimilar nessa análise.

Figura 28. Diversidade gênica, por Nested-PCR, de todas as 111 cepas de E. coli isoladas da água do Rio Cuiabá-MT, do Ponto Amostral P3. A linha vertical indica 70% de similaridade



Fonte Golin (2009)

Cada ponto amostral, P1, P2 e P3, apresentou, respectivamente, 2, 3 e 2 cepas com similaridade <70% e 97,23%, apresentando o mesmo padrão gênico. As cepas dissimilares de *E. coli (*2,77%), possivelmente são patogênicas.

Cepas patogênicas de *E. coli* em amostras ambientais são pouco estudadas, mas é admissível a presença dessas estirpes em esgotos domésticos, ainda que em baixas concentrações, ocasionando infecções em animais e seres humanos. Godinho (2010) comenta que há necessidade de estudos dessas baixas concentrações, devido a alguns sorotipos de *E. coli* possuírem baixa dose infectante, como por exemplo, a EHEC que apenas 10 a 100 células são suficientes para causar infecção.

Os rios são capazes de controlar sua poluição por meio da autodepuração que ocorre longitudinalmente. Possivelmente, o Rio Cuiabá não esteja mantendo suas características naturais em decorrência da incorporação dos efluentes domésticos não tratados e também dos efluentes industriais, dificultando seu processo de autodepuração e, assim, contribuindo com a poluição.

A detecção de *E. coli* na água indica a presença de agentes patogênicos, que é um risco potencial para a saúde pública. Para uma gestão eficaz dos corpos d'água é importante a identificação das fontes de contaminação fecal. A técnica Nested-PCR (BOX A1R) para a análise da diversidade genética de isolados de água de *E. coli* do Rio Cuiabá se revelou eficiente na avaliação da diversidade gênica dos isolados bacterianos, podendo ser útil no planejamento de estratégias de controle bacteriano, na implementação, manutenção e avaliação da qualidade das águas.

Considerações finais

Apesar da complexidade e multiplicidade de variáveis que envolvem o ambiente fluvial como sistema aberto, os resultados aqui apresentados demonstram que ações antrópicas acarretam perturbações e alterações na qualidade e diversidade bacteriana da água superficial, por meio de lançamentos de efluentes pontuais e difusos.

Os resultados mostram que a estrutura de comunidades microbianas na água se constitui em um excelente modelo para estudos ecológicos e da qualidade da água.

Com base nas análises apresentadas para os diferentes pontos amostrais da água do Rio Cuiabá no trecho urbano, foi possível constatar que as oscilações hidrológicas parecem ser responsáveis pelas respostas semelhantes apresentadas pelas comunidades bacterianas, sendo as influências antrópicas observadas na abundância e diversidade de bactérias.

Por meio de técnicas de cultivo, foi possível observar, na diversidade de formas bacterianas, a existência de diferenças entre os pontos amostrais e períodos sazonais. Os maiores índices de diversidade fenotípica foram identificados entre as bactérias heterotróficas Gram-positivas e esporogênicas.

A técnica de BOX-PCR possibilitou a análise da diversidade da comunidade bacteriana, mostrando perfis das populações com maior número de agrupamentos no período sazonal de cheia, para o ponto amostral da Passagem da Conceição (P1), e para os pontos amostrais que recebem maior aporte de efluentes (P2 e P3) com uma maior diversidade no período sazonal de seca.

A técnica de DGGE mostrou uma tendência a agrupamento entre as amostras, sendo evidenciada maior influência da poluição pontual em P2 e P3. Os resultados da análise de DGGE mostraram também uma maior heterogeneidade no período de cheia para todos os pontos amostrais.

Por meio do sequenciamento de isolados bacterianos do ponto amostral P1, foi possível observar que as populações bacterianas presentes no Rio Cuiabá nesse ponto amostral são bastante diversas e constituídas por populações mistas de origem dulcícola e de solo. No ponto amostral P1, a riqueza de espécies foi mais expressiva no período de cheia, apesar de não terem sido observadas alterações significativas nas demais variáveis analisadas demonstrando o grau de equilíbrio e refletindo as características do ambiente de coleta.

Os resultados obtidos, por métodos dependentes e independentes de cultivo, permitiram afirmar que as ações antrópicas influenciam a densidade e a diversidade de bactérias. Ademais, foi possível também correlacionar o aporte de matéria orgânica e a abundância bacteriana e notar o desequilíbrio que os efluentes provocam no estabelecimento de comunidades bacterianas e na diversidade de espécies, segundo resultados de BOX-PCR e DGGE.

A possibilidade de identificação filogenética de *amplicons* obtidos por via do BOX-PCR foi particularmente importante. Por meio do conhecimento das sequências obtidas e respectivo alinhamento com cepas-tipo, identificou-se a diversidade bacteriana encontrada na massa líquida, onde espécies típicas prevalentes de água doce, de solos e de vegetação foram detectadas, reforçando assim os resultados obtidos nas demais abordagens acerca da maior riqueza de espécies para o ponto amostral P1, no período de cheia.

A análise de similaridade gênica das *E. coli* isoladas da água no perímetro urbano do Rio Cuiabá confirmou elevada similaridade das cepas isoladas (97,23%) e cepas dissimilares de *E. coli* (2,77%) que podem conter variações genéticas, possivelmente patogênicas.

O período de chuva com contribuição dos materiais alóctones influenciou na maior diversidade de *Escherichia coli.*

Espera-se que estudos futuros possam fornecer informações importantes sobre as fontes de contaminação bacteriana, efeitos das descargas químicas (pesticidas, antibióticos, fertilizantes), efeitos da mineração e pisciculturas sobre a população microbiana do Rio Cuiabá e que mais pesquisas com uso da abordagem polifásica e sequenciamento gênico avancem para conhecimento da microbiota ambiental e identificação de microrganismos patogênicos.

Referências

ABREU, P.C.O. V.; BIDDANDA, B.; ODEBRECHT, C. Bacterial dynamics of the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: relationship with phytoplankton production and suspended material. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, Londres, v. 35, p. 621-635, 1992.

AJITHKUMAR, B.; AJITHKUMAR, V.P.; IRIYE, R.; DOI, Y.; SAKAI, T. Spore-forming *Serratia marcescens* subsp. *sakuensis* subsp. nov., isolated from a domestic wastewater treatment tank. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 53, p. 253-258, 2003.

ALBERTS, B.; JOHNSON, A.; LEWIS, J.; RAFF, M.; ROBERTS, K.; WALTER, P. **Biologia Molecular da Célula**. Trad. Ana Letícia de Sousa Vanz et al., 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

ALMEIDA, K.P.; SANTOS, M.F.; DORES, E.F.G.C.; MORAIS, E.B.; CAIXETA, D.S. Detecção de metais potencialmente tóxicos em biofilme e água de ambiente lótico. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, nº 4, 2018.

ANCION, P.Y.; LEAR, G.; DOPHEIDE, A.; LEWIS, G.D. Metal concentrations in stream biofilm and sediments and their potential to explain biofilm microbial community structure. **Environmental Pollution**, v. 173, p. 117-124, 2013.

ANCION, P.Y.; LEAR, G.; NEALE, M.; ROBERTS, K.; LEWIS, G.D. Using biofilm as a novel approach to assess stormwater treatment efficacy. **Water Research**, v. 49, p. 406-415, 2014.

ANDRADE, N.J.; BRIDGEMAN, T.A.; ZOTTOLA, E.A. Bacteriocidal activity of sanitizers against Enterococcus faecium attached to stainless steel as determined by plate count and impedance methods. **Journal of Food Protection**, v. 61, nº 7, p. 833-838, 1998.

ANUPAMA, R.; MUKHERJEE, A.; BABU, S. Gene-centric metegenome analysis reveals diversity of *Pseudomonas aeruginosa* biofilm gene orthologs in fresh water ecosystem. **Genomics**, v.110, p. 89-97, 2018.

APHA – American Public Health Association, AWWA – American Water Works Association, WPCF – Water Pollution Control Federation. Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater. 22. ed., Ed APHA: Washington, 2012.

ARBER, W. Genetic variation: molecular mechanisms and impact on microbial evolution. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 24, p. 1-7, 2000.

AUGUSTYN Ł., KANIUCZAK J., STANEK-TARKOWSKA J. Selected physic chemical and chemical properties of surface water of Wisloka for consumption. **Ecol Eng**. In **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, p. 7-20, 2012.

AZAM, F.; CHO, B.C. Bacterial utilization of organic matter in the sea. In: FLETCHER, M.; GRAY, T.R.G.; JONES, J.G. (ed.). **Ecology of microbial communities**. Cambridge University Press. p. 261-281. 1987.

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J.G.; GRAY, J.S.; MEYER-REIL, L.A.; THINGSTAD, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Marine Ecology - Progress Series**, v. 10, p. 257-263, 1983.

AZUMA, M.V.P. **Actinobactérias com potencial biotecnológico isoladas da região Entre-Marés da Ilha do Mel, PR, Brasil**. 95p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia), Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Microbiologia, Parasitologia e Patologia, Curitiba, 2011.

BÄR, M.; VON HARDENBERG, J.; MERON, E.; PROVENZALE, A. Modeling the survival of bacteria in drylands: the advantage of being dormant. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, v**. 269, p. 937-942, 2002.

BARRETO, C.J.F. **Estudo qualitativo e quantitativo da água do Rio Cuiabá na seção hidrométrica do Porto.** 149 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, MT. 2013.

BARTH, J.A.C.; GRATHWOHL, P.; JONES, K.C. AquaTerra: Pollutant behavior in the soil, sediment, ground, and surface water system. **Environmental Pollution**, v.148, nº 3, p. 693-694, 2007.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. Ecology: individuals, populations and communities. 3rd ed. Oxford, England: Blackwell Science Ltd., 1996.

BERGEY'S. **Manual of determinative bacteriology** *Actinomycetales,* 9th edition. Philadelphia: Lippincott Williams & Wilkins., 2000.

BERGTHORSSON, U.; OCHMAN, H. Distribution of chromosome length variation in natural isolates of *Escherichia coli*. **Molecular Biology and Evolution,** v. 15, p. 6-16, 1998.

BHASKAR, B.; PRADOSH, R.E.; RANADHIR, C. *Serratia ureilytica* sp. nov., a novel urea-utilizing species. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 2005, nº 55, p. 2155-2158, 2005.

BISSON, J.W.; CABELLI, V.J. Membrane filter enumeration method for *Clostridium perfringens*. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 37, p. 55-66, 1979.

BLANCH, A.R.; CAPLIN, J.L.; IVERSEN, A.; KÜHN, L.; MANERO, A.; TAYLOR, H.D.; VILANOVA, X. Comparison of enterococcal populations related urban and hospital wastewater in various climatic and geographic European regions. **Journal of Applied Microbiology**, v. 94, p. 994-1002, 2003.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária- ANVISA. Resolução de diretoria colegiada – RDC nº 275, de 21 de outubro de 2002. **Diário Oficial da União** nº 215,6 nov. 2002.

BRASIL. Conselho Nacional Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 maio 2011, p. 89. 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017.** Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005 _03_10_2017. html>. Acesso em: 20 set. 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Diário Oficial da União** nº 239, 14 dez. 2011, Seção 1, p. 39/46.2011.

BRASIL. Ministério de Estado da Saúde. Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011: Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2011.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, nº 53, de 18 de março de 2005, Seção 1, p. 58-63.2005.

BYAPPANAHALLI, M.; FUJIOKA, R.S. Evidence that tropical soil environment can support the growth of *Escherichia coli*. **Water Science and Technology**, v. 38, p. 171-174, 1998.

CABRAL, J.P.S. Water Microbiology. Bacterial Pathogens and Water**.** Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health,** v. 7, p. 3657-3703, 2010.

CAMPO, N.C.; QUIROZ, C.C. Riesgos Microbiológicos del Almacenamiento de Agua Potable en Tinacos. México, **Agua Latinoamericana**, mayo/junio, p. 1-5. 2003.

CAMPOS, L.C.; TRABULSI, L.R. **Microbiologia**. 3. ed. São Paulo: Atheneu. p. 215-228, 1999.

CARLSON, C.A.; DUCKLOW, H.W. Growth of bacterioplankton and consumption of dissolved organic carbon in the Sargasso Sea. **Aquatic Microbial. Ecology**, v. 10, p. 69-85, 1996.

CEBALLOS, B.S.O.; NÓBREGA, C.G.; KONIG, A.; ARAÚJO, A.M. 1993. Indicadores Biológicos na caracterização da autodepuração de um corpo aquático lótico no Nordeste do Brasil (Campina Grande – PB). In: 17º CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Natal-RN. 1993.

CHAUDHARY, H.S.; SONI, B.; SHRIVASTAVA, A.R.; SHRIVASTAVA, S. Diversity and Versatility of Actinomycetes and its Role in Antibiotic Production. **Journal of Applied Pharmaceutical Science,** v. 3, nº 8, p. 83-94, September, 2013.

CHIEN, C.C.; LIN, B.C.; WU, C.H. Biofilm formation and heavy metal resistance by environmental *Pseudomonas* sp. **Biochemical Engineering Journal**, v. 78, p. 132-137, 2013.

COHAN, F.M. Bacterial species and speciation. **Society of Systematic Biologists**., v. 50, p. 513-524, 2001.

COLE, J.J.; FINDLAY, S.; PACE, M.L. Bacterial production in fresh and saltwater ecossystems: a cross-system overview. **Marine Ecology Progress Series**., v. 43, p. 1-10, 1988.

DAVIES, C. M.; LONG, J.A.H.; DONALD, M; ASHBOLT, N.J. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 61, nº 5, p. 1888-1896, 1995.

DELPLA, I.; RODRIGUEZ M.J. Effects of future climate and land use scenarios on riverine source water quality. **The Science of the Total Environment**, v. 493, p. 1014 -1024, 2014.

DESMARAIS, T.R.; SOLO-GABRIELE, H.M.; PALMER, C.J. Influence of soil on fecal indicator organisms in a tidally influenced subtropical environment. **Applied Environmental. Microbiology**, v. 68, p. 1165-1172, 2002.

DOBRINDT, U.; HOCHHUT, B.; HENTSCHEL, U.; HACKER, J. Genomic islands in pathogenic and environmental microorganisms. **Nature Reviews Microbiology**, v. 2, p. 414-424, 2004.

DONNENBERG, M.S.; WHITTAM, T.S. Pathogenesis and evolution of virulence in enteropathogenic and enterohemorrhagic *Escherichia coli*. **The Journal of Clinical Investigation,** v. 107, nº 5, p. 539-548., 2001.

DOUTERELO, I.; FISH, K.E.; BOXALL, J.B. Succession of bacterial and fungal communities within biofilms of a chlorinated drinking water distribution system. **Water Research**, v. 141, p. 74-85, 2018.

ESCHERICH, T. Die Darmbakterien des Neugeborenen und Säuglings. **Fortschr. Med**. v. 3, 515–522, 1885.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 575. 1998.

FABURÉ, J.; DUFOUR, M.; AUTRET, A.; UHER, E.; FECHNER, L.C. Impact of an urban multi-metal contamination gradient: Metal bioaccumulation and tolerance of river biofilms collected in different seasons. **AquaticToxicology**, v. 159, p. 276-289, 2015.

FISH, J.T.; PETTIBONE, G.W. Influence of freshwater sediment on the survival of *E. coli* and *Salmonella* sp. as measured by three methods of enumeration. **Letters in Applied Microbiology**, v. 20, p. 277-281, 1995.

FISHER, K.; PHILLIPS, C. The Ecology, Epidemiology and Virulence of Enterococcus. **Microbiology**, v. 155, nº 6, p. 1749-1757, 2009.

FOGEL, G.B.; COLLINS, C.R.; LI, J.; BRUNK, C.F. Prokaryotic Genome Size and SSU rDNA Copy Number: Estimation of Microbial Relative Abundance from a Mixed Population. **Microbial Ecology**, v. 38, nº 2, p. 93-113, .1999.

FOGG, G.E. Some comments on picoplankton and its importance in the pelagic ecosystem. **Aquatic. Microbial. Ecology**., v. 9, p. 33-39. 1995.

FUJIOKA, R.; SIAN-DENTON, C.; BORJA, M.; CASTRO, J.; MORPHEW, K. Soil: the environmental source of *Escherichia coli* and *Enterococci* in Guam' streams. **Journal of Applied Microbiology:** Symposium Supplement 1999, v. 85 (S1), p. 83S-89S, dec. 1998.

GARCÍA-FLORENTINO, C; MAGUREGUI, M.; MORILLAS, H.; MARCAIDA, I.; SALCEDO, I.; MADARIAGA, J.M. Trentepohlia algae biofilms as bioindicator of atmospheric metal pollution. **Science of The Total Environment**, v. 626, p. 441-450, 2018.

GELDREICH, E.E. Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. In: BERG, G. (ed.) **Indicators of Viruses in Water and Food** (ed. G. Berg), p. 51-97, Ann Arbor, MI.: Ann Arbor Science, 1978.

GEORGE, M.; ANJUMOL, A.; GEORGE, G.; HATHA A.A.M. Distribution and bioactive potential of soil Actinomycetes from different ecological habitats. **African Journal of Microbiology Research,** v. 6, nº 10, p. 2265-2271, March, 2012.

GERBER, N.N. Prodigiosin-like pigments. CRC **Critical Reviews in Microbiology**, v. 3, p. 469-485, 1975.

GILBERT, J.A.; JANSSON, J.K.; KNIGHT, R. The Earth Microbiome Project: successes and aspirations. **BMC Biology** v. 12, p. 12:69, 2014.

GILBERT, J.A.; JANSSON, J.K.; KNIGHT, R. Earth microbiome project and global systems biology. **mSystems3**: e00217-17.2018.

GIRONES, R.; FERRÚS, M.A.; ALONSO, J.L.; RODRIGUEZ-MANZANO, J.; CALGUA, B.; CORRÊA, A.A.; HUNDESA, A.; CARRATALA, A.; BOFILL-MAS, S. Molecular detection of pathogens in water - The pros and cons of molecular techniques. **Water Research**, v. 44, p. 4325-4339, 2010.

GOCHT, T., KLEMM, O., GRATHWOHL, P. Long-term atmospheric bulk deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rural areas of Southern Germany. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 1315-1327, 2007.

GODINHO, V.M. Investigação de bactérias patogênicas por técnicas moleculares em um sistema de tratamento de esgotos composto por reator UASB e lagoas de polimento.182 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

GOLIN. R. **Caracterização gênica de linhagens de *Escherichia coli* isoladas da água do Rio Cuiabá, Mato Grosso.** 81 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, MT. 2015.

GOÑI-URRIZA M; CAPDEPUY, M; ARPIN, C; RAYMOND, N; CAUMETTE, P; QUENTIN, C. Impact of an urban effluent on antibiotic resistance of riverine *Enterobacteriaceae* and *Aeromonas* spp. Applied and Environmental Microbiology, v. 66, nº 1, p. 125-132, 2000.

GOTO, D.K.; YAN, T. Genotypic Diversity of *Escherichia coli* in the Water and Soil of Tropical Watersheds in Hawaii. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, nº 12, p. 3988-3997, 2011.

GRAVES, A.K.; WEAVER, R.W. Characterization of enterococci populations collected from a subsurface flow constructed wetland. Journal of Applied Microbiology, v. 108, nº 4, p. 1226-1234, 2010.

HADAS, O; BERMAN, T. Seasonal abundance and vertical distribution of protozoa (flagellates, ciliates) in L. Kinneret, Israel. **Aquatic. Microbiol. Ecology**, v. 14, p. 161-170, 1998.

HAGENDORF, U.; DIEHL, K.; FEUERPFEIL, I.; HUMMEL, A.; SZEWZYZK, R. Retention of microbiological organisms in constructed wetlands. In: Proceedings of the Seventh International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Gainesville: IWA and University of Florida, 391, 2000.

HAMELIN, C.; BRUANT, G.; EL-SHAARAWI, A.; HILL, S; EDGE, T.A.; FAIRBROTHER, J.; HAREL, J.; MAYNARD, C.; MASSON, L.; BROUSSEAU, R. Occurrence of Virulence and Antimicrobial Resistance Genes in *Escherichia coli* Isolates from Different Aquatic Ecosystems within the St. Clair River and Detroit River Areas. **Applied Environmental Microbiology,** v. 73, nº 2, p. 477-484, 2007.

HATHEWAY, C.L.; WHALEY, D.N.; DOWELL JR., V.R. Epidemiological aspects of Clostridium *perfringens* foodborne illness. **Food Technology**, Chicago, v. 34, nº 4, p.77-79, 1980.

HEARN, W.R.; ELSON, M. K.; WILLIAMS, R.H.; MEDINA-CASTRO, J. 1970. Prodigiosin [5-(2-pyrryl)-2,2) – dipyrrylmethene] and some substituted prodigiosenes. **Journal of Organic Chemistry,** v. 35, p. 142-145, 1970.

HENDRICKS, C.W. Exceptions to the coliform and the fecal coliform tests. In: BERG, G. (ed.) **Indicators of Viruses in Water and Food** (ed. G. Berg), Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science, p. 99-145, 1978.

HEUER, H.; SMALLA, K. Application of denaturing gradient gel electrophoresis and temperature gradient gel electrophoresis for studying soil microbial communities. In: VAN ELSAS, J.D.; TREVORS, J.T.; WELLINGTON, E.M.H. (ed.). **Modern soil microbiology**. New York: Marcel Dekker Inc. p. 353-373. 1997.

HIRATA, T.; KAWAMURA, K.; SONOKI, S.; HIRATA, K.; KANEKO, K.; TAGUCHI, K. Clostridium perfringens, as an indicator microorganism for the evaluation of the effect of wastewater and sludge treatment systems. **Water Science and Technology**, v. 24, nº 2, p. 367-372, 1991.

HOBBIE, J.E.; DALEY, R.J.; JASPER S. Use of nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. **Applied Environmental Microbiology**, v. 33, nº 5, p. 1225-1228. 1977.

HOCH, M.P.; KIRCHMAN, D. L. Seasonal and inter-annual variability in bacterial production and biomass in a temperate estuary. **Marine Ecology Progress Series**, v. 98, p. 283-295, 1995.

HOLT, J.G.; BERGEY, D.H. BERGEY'S. **Manual of Determinative Bacteriology**. 9th ed. Baltimore: William & Wilkins, 1994.

HORNER-DEVINE, M.C.; CARNEY, K. M.; BOHANNAN, B.J.M. An ecological perspective on bacterial biodiversity. **Proceedings. Biological Sciences**, v. 271, p. 113-122. 2004.

HOSSAIN, Z. Bacteria: Pseudomonas. **Encyclopedia of Food Safety**, v. 1, p. 490-500, 2014.

HUTCHINSON, M.; RIDGWAY, J.W. **Microbiological aspects of drinking water supplies**, p. 180, London: Academic Press, London. p. 180. 1977.

HUYS, G.; CNOCKAERT, M.; MICHAEL JANDA, J.; SWINGS, J. *Escherichia albertii* sp. nov., a diarrhoeagenic species isolated from stool specimens of Bangladeshi children. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology,** v. 53, p. 807-810, 2003.

ICHIMATSU, T.; MIZUKI, E.; NISHIMURA, K.; AKAO, T.; SAITOH, H.; HIGUCHI K. E. OHBA, M. Occurrence of *Bacillus thuringiensis* in fresh waters of Japan. **Current Microbiology**, v. 40, p. 217-220, 2000.

ISHII, S.; SADOWSKY, M.J. *Escherichia coli* in the environment: implications for water quality and human health. **Microbes and Environments,** v. 23, p. 101-108, 2008.

ISO. International Organization of Standardization (ISO) **Water quality-detection and enumeration of *Pseudomonas aeruginosa*-method by membrane filtration** ISO-16266-2006.

JACCARD, P. Nouvelles recherches sur la distribution florale. **Bulletin de la Société Vaudense des Sciences Naturelles**, v. 44, p. 223-270, 1908.

JAY, J.M. **Microbiologia de alimentos**. Trad. Eduardo Cesar Tondo et al. 6. ed. Porto Alegre, 709 p. 2005.

JIANG, C-L.; XU, L-H. Diversity of Aquatic Actinomycetes in Lakes of the Middle Plateau, Yunnan, China. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 62, nº 1. p. 249-253, 1996.

JOUX, F.; LEBARON, P. Applications en écologie bactérienne des sondes oligonucléotidiques fluorescents par les techniques d'hybridation et de cytométrie. **Océanis**, v.21, nº 1, p. 125-138, 1995.

KAPER, J.B.; NATARO, J.P.; MOBLEY, H.L. Pathogenic *Escherichia coli*. **Nature Reviews Microbiology,** v. 2, p. 123-140, 2004.

KOECHLER, S.; FARASIN, J.; CLEISS-ARNOLD, J.; ARSÈNE-PLOETZE. Toxic metal resistance in biofilms: diversity of microbial responses and their evolution. **Research in Microbiology**, v. 166, nº 10, p. 764-773, 2015.

KOZDRKOJ, J.; VAN ELSAS, J.D. Structural diversity of microbial communities in arable soils of a heavily industrialized area determined by PCR-DGGE fingerprinting and FAME profiling. **Applied Soil Ecology**, v. 17, p. 31-42, 2001.

KÜHN, I.; IVERSEN, A.; BURMAN, L.G.; OLSSON-LILJEQUIST, B.; FRANKLIN, A.; FINN, M.; AARESTRUP, F.; SEYFARTH, A.M.; BLANCH, A.R.; VILANOVA, X.; TAYLOR, H.; CAPLIN, J.; MORENO, M.A.; DOMINGUEZ, L; HERRERO, I.A.; MÖLLBY, R. Comparison of Enterococcal Populations in Animals, Humans, and the Environment – An European Study. **Int. Journal** of **Food Microbiology**, v. 88, p. 133-145, 2003.

KUHNERT, P.; BOERLIN, P.; FREY, J. Target genes for virulence assessment of *Escherichia coli* isolates from water, food and environment. **FEMS Microbiology Reviews,** v. 24, p. 107-117, 2000.

LABBE, R. Relationship between sporulation and enterotoxin production in Clostridium perfringens type A. **Food Technology**, Chicago, v. 34, nº 4, p. 88-90, 1980.

LAKE, M.A.P.; BIRO, P.; COLE, J.; COVICH, A. P.; DAHM, C.; GIBERT, J.; GOEDKOOP, W.; MARTENS, W.; VERHOEVEN, J. Global change and the biodiversity of freshwater ecosystems: impacts on linkages between above-sediment and sediment biota, American Institute of Biological Sciences. **BioScience**, v. 50, nº 12, p. 1099-1107, 2000.

LAL, D.; VERMA, M.; BEHURA, S.K.; LAL, R. Actinobacteria: relevance to environmental adaptation and host pathogenicity. **Microbiology Research**, v. 167, nº 8, p. 669-677, 2016.

LI, W.K.W.; DICKIE, P.M.; IRWIN, B.D.; WOOD, A.M. Biomass of bacteria, cyanobacteria, prochorophytes and photosynthetic eucaryotes in the Sargasso Sea. **Deep-Sea Research**, v. 39, p. 501-519,1992.

LIMA, Z.M. Variabilidade e diversidade genética de comunidades microbianas em amostras de água no perímetro urbano do Rio Cuiabá, Mato Grosso. (Brasil) / Zoraidy Marques de Lima – Rio de Janeiro: UFRJ/IMPPG, 2009. 220p.

LIU, Y.; GILL, A.; MCMULLEN, L.M.; GÄNZLE M.G. Variation in heat and pressure resistance of verotoxigenic and non-toxigenic *Escherichia coli*. **Journal** of **Food Protection**, v. 78, p. 111-120, 2015.

MACFARLANE, G.T.; MACFARLANE, S. Human colonic microbiota: ecology, physiology and metabolic potential of intestinal bacteria. **Scandinavian Journal of Gastroenterology** v. 222, p. 3-9, 1997.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. **Microbiologia de Brock**. 10ª ed. São Paulo: Pearson Education Brasil. 608p., 2004

MALHEIROS, C.H.; LIMA, Z.M**.;** FRANCO, M.N.; SOUSA, O.V.; MENDONÇA-HAGLER, L.C.S.; HARDOIM, E. H. Estudo da diversidade de Actinomicetos nas águas do Rio Cuiabá (Mato Grosso, Brasil). In: XI Encontro Nacional de Microbiologia Ambiental, 2008, Fortaleza, CE. **Livro de Resumos**, 2008. V. único. p. 137-139.

MALHEIROS, C.H.; LIMA, Z.M. **Ocorrência de Actinomicetos Presentes na** Água **ao Longo do Perímetro Urbano do Rio Cuiabá, MT.** Monografia. (Aperfeiçoamento/Especialização em Saúde Pública e Ambiental) - Centro Universitário de Várzea Grande. 2007.

MASTERS, N.; WIEGAND, A.; AHMED, W.; KATOULI, M. *Escherichia coli* virulence genes profile of surface Waters as an indicator of water quality. **Water Research**, v. 45, p. 6321-6333, 2011.

MEDEMA, G.J.; BAHAR, M.; SCHETS, F.M. Survival of Cryptosporidium parvum, Escherichia coli, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: Influence of temperature and autochthonous microorganisms. **Water Science and Technology**, v. 35, nº 11-12, p. 249-252, 1997.

MIYADOH, SHINJI. **Atlas of Actinomycetes**. The Society for Actinomycetes Japan. Asakura Publishing. 223p. 1997.

MOHAMMADIPANAH, F.; WINK, J. Actinobacteria from Arid and Desert Habitats: Diversity and Biological Activity. **Frontiers in Microbiology,** v. 6, nº 1541, January 2016.

MUSLEH, S.S.; GOMEZ-UCHIDA, D.; ESPINOZA, C.; RUIZ-TAGLE, N.; FONSECA, A.; GALLARDO, V. A. Molecular taxonomy and community dynamics of Actinobacteria in marine sediments off

central Chile. **Revista de Biología Marina y Oceanografía,** v. 51, nº 1, p. 89-100, abril 2016.

MUYZER, G; DEWAAL, E.C.; UITTERLINDEN, A.G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 59, p. 695-700, 1993.

NATARO, J.P.; KAPER, J.B. Diarrheagenic *Escherichia coli*. **Clinical Microbiology Reviews,** v. 11, p. 142-201, 1998.

NORTON, C.D.; LECHEVALLIER, M.W. A Pilot Study of Bacteriological Population Changes through Potable Water Treatment and Distribution. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, nº 1, p. 268-276, 2000.

OCHMAN, H.; JONES, I.B. Evolutionary dynamics of full genome content in *Escherichia coli*. **EMBO Journal,** v. 19, p. 6637-6643, 2000.

OLIVEIRA, M.F. **Prospecção de Actinomicetos endofíticos de tomateiro com produção de metabólitos bioativos e sua otimização**. Tese (Doutorado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente), Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola e do Meio Ambiente, Porto Alegre, 2009.

ORSI, R.H.; STOPPE, N.C.; SATO, M.I.Z.; GOMES, T.A.T.; PRADO, P.I.; MANFIO, G.P.; OTTOBONI, L.M.M. Genetic variability and pathogenicity potential of *Escherichia coli* isolated from recreational water reservoirs. **Research in Microbiology,** v. 158, p. 420-427, 2007.

OUHDOUCH, Y.; BARAKATE, M.; FINANCE, C. Actinomycete of Moroccan habitats: isolation and screening for antifungal activities. **European Journal of Soil Biology**. Montrouge, v. 37, p. 69-74, 2001.

PAYMENT, P.; FRANCO, E. *Clostridium-perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking-water treatment for viruses and protozoan cysts **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 59, nº 8, p. 2418- 2424, 1993.

PEARSON, J.P.; FELDMAN, M.; IGLEWSKI, B.H.; PRINCE, A. *Pseudomonas aeroginosa* cell-to-cell signaling is required for virulence in a model of acute pulmonary infection. **Infection and Immunity**., v. 68, nº 7, p. 4331-4334, 2000.

PEDROS ALIÓ, C.; GUERREIRO, R. Prokaryotology for the limnologist. In: MARGALEF, R. (ed.) **Limnology No**w. A paradigm of planetary problems. Amsterdam: Elsevier. p. 37-57. 1994.

PEDROS-ALÌO, C. Marine microbial diversity: can it be determined? **Trends Microbiol**, v. **14, p.**257-263, 2006.

PEIX, A.; RAMÍREZ-BAHENA, M.H.; VELÁZQUEZ, E. Historical evolution and current status of the taxonomy of genus *Pseudomonas*. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 9, nº 6, p. 1132-1147, 2009.

PEIX, A.; RAMÍREZ-BAHENA, M.H.; VELÁZQUEZ, E. The corrente status on the taxonomy *Pseudomonas* revisited: an update. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 57, p. 106-116, 2018.

PIMENTEL, C.V.M.B.; FRANCKI, V.M.; GOLLÜCKE, A.P.B. **Substâncias bioativas em alimentos funcionais**. São Paulo: Varela, 95p. 2005.

POMEROY, L.R. The ocean's food web, a changingparadigm. **Bioscience**, v. 24, nº 9, p. 499-504, 1974.

POTTS, M.; SLAUGHTER, S.M.; HUNNEKE, F.U.; GARST, J.F.; HELM, R.F. Desiccation tolerance of prokaryotes: application of principles to human cells. **Integrative and Comparative Biology**, v. 45, p.800-809, **1994.**

PRATT, B.; CHANG, H. Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales. **Journal of Hazardous** Materials, v. 209-210, p. 48-58, 2012.

PRÜSS, A. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. **International Journal of Epidemiology**, v. 27, nº 1, p. 1-9, 1998.

PUPO, G.M.; KARAOLIS, D.K.R.; LAN, R.; REEVES, P.R. Evolutionary relationships among pathogenic and nonpathogenic *Escherichia coli* strains inferred from multilocus enzyme electrophoresis

and *mdh* sequence studies. **Infection and Immunity**, v. 65, nº 7, p. 2685-2692, 1997.

RAJU, R.; PIGGOTT, A.M.; TNIMOV, M. C. Z.; ALEXANDROV, K.; CAPON, R. J. Nocardiopsins: New FKBP12-Binding Macrolide Polyketides from an Australian Marine-Derived Actinomycete, *Nocardiopsis sp.* **Chemistry European Journal,** v. 16, p. 3194-3200, 2010.

RAMASAMY, D.; MISHRA, A.K.; LAGIER, J.C.; PADHMANABHAN, R.; ROSSI-TAMISIER, M.; SENTAUSA, E.; RAOULT, D.; FOURNIER, P.E. A polyphasic strategy incorporating genomic data for the taxonomic description of new bacterial species. **International Journal of Systematic Bacteriology** (IJSB), v. 64, p. 384-391, 2014.

RAMP Technical Report. Prepared for the RAMP Steering Committee by Hatfield Consultants, Stantec Consulting Ltd., Klohn Crippen Berger Ltd., and Western Resource Solutions. 2008. Disponivel em http://www.ramp-alberta.org. Acesso em agosto 2018.

RHEINHEIMER, G. **Aquatic Microbiology**. John Wiley & Sons, 4. ed.363 p. 1992.

RIVERA, I.N.G.; LIPP, E.K.; GIL, A.; CHOOPUN, N.; HUQ, A.; COLWELL, R.R. Method of DNA extraction and application of multiplex polymerase chain reaction to detect toxigenic Vibrio cholerae O1 and O139 from aquatic ecosystems. **Environmental Microbiology**, v. 5, nº 7, p. 599-606, 2003.

ROBINS-BROWNE, R.M.; HARTLAND, E.L. *Escherichia coli* as a cause of diarrhea. **Journal of Gastroenterology and Hepatology,** v. 17, p. 467-475, 2002.

RODRIGUES, K. **Identificação, produção de antimicrobianos e complexos enzimáticos de isolados de Actinomicetos.** Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente). Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

RODRÍGUEZ, M.T.T.; OLIVEIRA, A.E.Q.; SOUSA, O.V.; VIEIRA, R.H.S. F. Presença de *Pseudomonas* e *Enterococcus* em galerias pluviais e em águas marinhas receptoras na cidade de Fortaleza, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 48, nº 1, p. 49-56, 2015.

ROMERO, F.; SABATER, S.; TIMONER, X.; ACUNA, V. Multistressor effects on river biofilms under global change conditions. **Science of The Total Environment**, v. 627, p. 1-10, 2008.

RONNER, A.B.; WONG, A.C.L. Biofilm development and sanitizer inactivation of *Listeria monocytogenes* and *Salmonella typhimurium* on stainless steel and buna-n rubber. **Journal of food Protection**, v. 56, nº 9, p.750-758, 1993.

SANDERS, R.W.; CARON, D.A.; BERNININGER, U.G. Relationships between bacteria and heterotrophic nanoplankton in marine and fresh waters: an inter-ecosystem comparison. **Marine Ecology Progress Series**, v. 86, p.1-14,1992.

SAVAGEAU, M.A. *Escherichia coli* habitats, cell types and molecular mechanisms of gene control**. The American Naturalist,** v.122, p.732-744, 1983.

SCHIMEL, J.; BALSER, T.C.; WALLENSTEIN, M. Microbial Stress-Response Physiology and its Implications for Ecosystem function. **Ecology**, v. 88, nº 6, p. 1386-1394, 2007.

SCHLEIFER, K.H. Microbial Diversity: Facts, Problems and Prospects. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 27, nº 1, p. 3-9, 2004.

SHERER, B.M.; MINER, R.; MOORE, J.A.; BUCKHOUSE, J.C. Indicator bacteria survival in stream sediments. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, p. 591-595, 1992.

SIEGLE, D.; KOLTER, R. Life after log. **Journal of bacteriology**, v. 174, p. 345-348, 1992.

SIGLER, V.; PASUTTI, L. Evaluation of denaturing gradient gel electrophoresis to differentiate *Escherichia coli* populations in secondary environments. **Environmental Microbiology,** v. 8- 10, p.1703-1711, 2006.

SOLO-GABRIELE, H.M.; WOLFERT, M.A.; DESMARAIS, T.R.; PALMER, C.J. Sources of *Escherichia coli* in a coastal subtropical environment**. Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, nº 1, p. 230-237, 2000.

SOMERVILLE, C.C.; KNIGHT, I.T.; STRAUBE, W.L.; COLWELL, R.R. Simple, rapid method for direct isolation of nucleic acids from aquatic environments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 55, nº 3, p.548-554, 1989.

SOUSA, C.P. *Escherichia coli* as a specialized bacterial pathogen. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, nº 2, p. 341-352, 2006.

STACKEBRANDT, E.; FREDERIKSEN, W.; GARRITY, G.M.; GRIMONT, P.A.; KAMPFER, P.; MAIDEN, M.C.; NESME, X.; ROSSELLO-MORA, R.; SWINGS, J.; TRUPER, H.G.; VAUTERIN, L.; WARD, A.C.; WHITMAN, W.B. Report of the *ad hoc* committee for the re-evaluation of the species definition in bacteriology. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology (IJSEM),** v. 52, p. 1043-1047, 2002.

STERRER, W. Gnathostomulida from the Canary Islands. **Proceedings of the Biological Society of Washington,** v. 110, p. 186-197, 1997

STOLP, H. **Microbial Ecology**: Organisms, Habitats, Activities. Cambridge (United Kingdom):Cambridge University Press.448p. 1988.

SUN, P.P.; ARAUD, E. M.; HUANG, C.; SHEN, Y.; MONROY, G.L.; ZHONG, S.; TONG, Z.; BOPPART, S.A.; EDEN, J.G.; NGUYEN, T.H. Disintegration of simulated drinking water biofilms with arrays of microchannel plasma jets. **NPJ Biofilms Microbiomes**, v. 18; 4:24. 2018.

TESHIMA, E.D.S. Seleção de bactérias bífidas isoladas de lactentes e modulação da microbiota intestinal por meio de probióticos, prebióticos e simbióticos. Viçosa, 2001. 113 f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos), Universidade Federal de Viçosa.

THOMAZ, S.M.; WETZEL, R.G. [3H] Leucine incorporation methodology to estimate epiphytic bacterial biomass production. **Microbial Ecology**., v. 29, p.63-70. 1995.

THOMPSON, L.R.; SANDERS, J.G.; MCDONALD, D.; AMIR, A.; LADAU, J.; LOCEY, K.J.; PRILL, R.J.; TRIPATHI, A.; GIBBONS, S.M.; ACKERMANN, G.; NAVAS-MOLINA, J.A.; JANSSEN, S.; KOPYLOVA, E.; VÁZQUEZ-BAEZA, Y.; GONZÁLEZ, A.;

MORTON, J.T.; MIRARAB, S.; ZECH, XU Z., JIANG, L.; HAROON, M.F.; KANBAR, J.; ZHU, Q.; JIN SONG, S.; KOSCIOLEK, T.; BOKULICH, N.A.; LEFLER, J.; BRISLAWN, C.J.; HUMPHREY, G.; OWENS, S.M.; HAMPTON-MARCELL, J.;. BERG-LYONS, D.; MCKENZIE, V.; FIERER, N.; FUHRMAN, J.A.; CLAUSET, A.; STEVENS, R.L.; SHADE, A.; POLLARD, K.S.; GOODWIN, K.D.; JANSSON, J.K.; GILBERT, J.A.; KNIGHT, R. Earth Microbiome Project Consortium. 2017. A communal catalogue reveals Earth's multiscale microbial diversity. **Nature**, v. 551, p. 457-463, 2017.

TORREGROSSA, M.V.; VALENTINO, L.; CUCCHIARA, P.; MASELLIS, M.; SUCAMELI, M.. Prevention of Hospital-Acquired Infections in the Palermo Burns Centre. **Annals of Burns and Fire Disasters** - vol. XIII - nº 3 - september 2000**.**

TORSVIK, V.; OVREAS, L.; THINGSTAD, T.F. Prokaryotic diversity-magnitude, dynamics, and controlling factors. **Science,** v. 296, nº 5570, p. 1064-1066, **2002.**

TOUCHON, M.; HOEDE, C.; TENAILLON, O.; BARBE, V.; BAERISWYL, S.; BIDET, P.; BINGEN, E.; BONACORSI, E.; BOUCHIER, C.; BOUVET, O.; CALTEAU, A.; CHIAPELLO, H. CLERMONT, O.; CRUVEILLER, S.; DANCHIN, A.; DIARD, M.; DOSSAT, C.; EL KAROUI, M.; FRAPY, E.; GARRY, L.; GHIGO, J.M.; GILLES, A. M.; JOHNSON, J.; LE BOUGUE'NEC, C.; LESCAT, M.; MANGENOT, S.; MARTINEZ-JE´HANNE, V.; MATIC, I.; NASSIF, X.; OZTAS, S.; PETIT, M.A.; PICHON, C.; ROUY, Z. SAINT RUF, C.; SCHNEIDER, D.; TOURRET, J.; VACHERIE, B.; VALLENET, D.; ME´DIGUE, C.; ROCHA,E.P. C.; DENAMUR, E.. Organised genome dynamics in the Escherichia coli species results in highly diverse adaptive paths. **PLoS Genetics** 5: e1000344. 2009.

TOWNER, K.J.; COCKAYNE, A. Analysis of nucleic acid profiles. In: **Molecular methods for microbial identification and typing**, 1st ed. London, England: Chapman & Hall, Ltd., London, England. p. 28-63. 1993.

TOZE, S. PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewater. Review. **Water Research,** v. 33, nº 17, p. 3545-3556, 1999.

TUNDISI, J.G; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

TURNER, R.E.; RABALAIS, N.N.; JUSTIC, D. Predicting summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Riverine N, P, and Si loading. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 139-148, 2006.

USEPA Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria. Washington, DC, 2004. (EPA 823-B-04-002). Disponível em: <https://www.maine.gov/dep/water/wqs/docket/69_FR_67218_11_16_2004.pdf>. Acesso em: jun. 2018.

VAN ELSAS, J.D.; SEMENOV, A.V.; COSTA, R.; TREVORS, J.T. Survival of *Escherichia coli* in the environment: fundamental and public health aspects**. The ISME Journal**, v. 5, p. 173-183, 2011.

VENTURA, M.; CANCHAYA, C.; TAUCH, A.; CHANDRA, G.; FITZGERALD, G.F. CHATER, K.F.; SINDEREN, D. Genomics of Actinobacteria: Tracing the Evolutionary History of an Ancient Phylum. **Microbiology and Molecular Biology**, v. 71, nº 3, p. 495-548, sept. 2007.

VIEIRA, R.H.S.F.; RODRIGUES, D.P.; BARRETO, N.S.E.; SOUSA, O.V.; TÔRRES, R.C.O.; RIBEIRO, R.V.; SAKER-SAMPAIO, S.; NASCIMENTO, S.M.M. **Microbiologia, higiene e qualidade do pescado: teoria e prática.** São Paulo: Livraria Varela, p. 125-139, 2003.

WADE, T.J.; CALDERON, R.L.; SAMS, E.; BEACH, M.; BRENNER, K.P.; WILLIAMS, A.H.; DUFOUR, A.P Rapidly measurement indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, nº 1, p. 24- 28, jan. 2006.

WADE, T.J.; SAMS, E.; BRENNER, K.P.; HAUGLAND, R.; CHERN, E.; BEACH, M.; WYMER, L.; RANKIN, C.C.; LOVE, D.; LI, Q.; NOBLE, R.; DUFOUR, A. P Rapidly measurement indicators of recreational water quality and swimming-associated illness at marine beaches: a prospective cohort study. **Environmental Health**, v. 9, n. 66, p. 1-14, 2010.

WADE, T.J.; PAI N.; EISENBERG, J.N.; COLFORD, J.M. JR. Do U.S. Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational Waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. **Environmental Health Perspectives**, v. 111, nº 8, p. 1102-1109, jun. 2003.

WAYNE, L.G.; BRENNER, D.J.; COWELL, R.R.; GRIMONT, P.A.D.; KANDLER, O.; KRICHEVSKY, L., MOORE, L.H.; MOORE, C.; MURRAY, R.G.E.; STACKEBRANDT, E.; STARR, M.P.; TRUPPER, H.G. Report of the ad hoc committee on reconciliation of approaches to bacterial systematics. **International Journal of Systematic and Bacteriology**, v. 37, p. 463-464, 1987.

WETZEL, R.G. **Limnology**, 3rd edition. Academic Press: London, UK. 2001

WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 4rd ed. Geneva, Switzerland, 2011. Disponível em: <https://apublica.org/wp-content/uploads/2014/03/Guidelines-OMS-2011.pdf>. Acesso em: jun. 2018.

WHO. **Guidelines for safe recreational water environments**: coastal and fresh waters, Geneva, Switzerland, 2003. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42591/9241545801.

CAPÍTULO 8 -

A COMUNIDADE PLANCTÔNICA[1]

Márcia Teixeira-Oliveira

Regiane Luiza da Costa

Ariana Sosa Barbosa

Gisele Fernanda Pereira Assis

Daniela Maimoni de Figueiredo

Nayara Dores da Silva Paes

Introdução

O termo "plâncton", que foi primeiramente definido pelo fisiologista Viktor Hensen em 1887 (ESTEVES, 2011), refere-se a um conjunto de organismos (plantas e animais) de pequeno tamanho, com pouca capacidade de locomoção e dispersos na coluna d'água (DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010). Esse grupo é constituído principalmente pelo fitoplâncton, que também pode ser chamado de "algas", e pelo zooplâncton, que são pequenos animais que geralmente se alimentam das algas. Essa comunidade de microrganismos é considerada a unidade básica de produção primária nos ambientes

1 Este capítulo contém partes da dissertação de mestrado de Nayara Dores da Silva Paes (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) e de Regiane Luiza da Costa (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos), ambos da UFMT. Parte dos dados de fitoplâncton integra os seguintes projetos: Remisa – Rede Centro-Oeste (Projeto CNPq nº 564617/2010-5 e Projeto FAPEMAT nº232949/2011) e Rede ComCerrado Processo CNPq 563134/2010-0).

aquáticos (TAVARES; ROCHA, 2003), ou seja, eles formam a base das cadeias alimentares da maioria dos ecossistemas aquáticos, sustentando organismos maiores como moluscos, crustáceos, peixes e o homem.

Os principais grupos que compõem o fitoplâncton de água doce são: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Chrysophyta e Pyrrophyta. Na grande maioria dos ambientes aquáticos, o zooplâncton é formado por protozoários e metazoários, sendo que os mais comuns são os Rotíferos, Cladóceros e Copépodos e algumas larvas (ESTEVES, 2011).

O conhecimento sobre o fitoplâncton e o zooplâncton no Estado de Mato Grosso ainda é escasso frente à quantidade, diversidade e extensão dos ecossistemas aquáticos que ocorrem em sua área. Autores como De-Lamonica-Freire (1989 a, b), Figueiredo (1991), De-Lamonica-Freire (1992), Schults (1998), Neves et al. (2003), Loverde-Oliveira et al. (2009), Silva e Hahn (2009), Fantin-Cruz et al. (2010), Tondato et al.(2010), Fantin-Cruz et al. (2011), Freitas e Loverde-Oliveira (2013), Marçal e Loverde-Oliveira (2015), Menezes et al. (2015) e Assis et al. (2018) vêm contribuindo para a ampliação desse conhecimento no Estado, especificamente na Bacia do Rio Cuiabá – BHC.

Essa bacia possui área de drenagem de aproximadamente 28.732 km² (VITAL et al., 1996), que pode ser dividida em três porções: Alto Cuiabá, região de planalto onde se concentra a maioria das nascentes da BHC; Médio Cuiabá, região conhecida como Baixada Cuiabana, caracterizada por ficar entre o planalto e o início da área úmida; e o Baixo Cuiabá, região constituída pela planície de inundação do Pantanal (VITAL et al., 1996). A planície de inundação é a região com maior concentração de estudos sobre o plâncton no Estado de

Mato Grosso (LOVERDE-OLIVEIRA et al., 2009; FANTIN-CRUZ et al., 2010; FANTIN-CRUZ et al., 2011; CARDOSO et al., 2012; FREITAS; LOVERDE 2013; MARÇAL; LOVERDE 2015).

Tendo em vista a importância das comunidades planctônicas para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e o seu interesse em estudos que buscam pôr em prática ações conservacionistas e de biomonitoramento, são apresentados neste capítulo os aspectos de diversidade, distribuição e ecologia dessa comunidade na BHC. O capítulo está dividido em duas partes, fitoplâncton e zooplâncton, sendo que em ambas os resultados são oriundos tanto de dados primários (inéditos) quanto de dados secundários, referentes, neste caso, à revisão de estudos realizados nessa bacia nos últimos anos.

Fitoplâncton: existem algas nos rios?

As algas são importantes como base da cadeia alimentar e servem, por exemplo, de alimento para outros grupos como zooplâncton, fauna bentônica e peixes. Abrigam grupos de grande diversidade filogenética, formas, tamanhos e estratégias (BELLINGER; SIGEE, 2010; OLIVA-MARTINEZ; GODINEZ-ORTEGA; ZUNIGA-RAMOS, 2014). São fotossintetizantes que vivem suspensos na coluna d'água, sendo influenciados por vários fatores bióticos e abióticos (REYNOLDS, 2006; ESTEVES, 2011). Exibem diversas diferenças morfológicas e fisiológicas e sua ocorrência geralmente relaciona-se ao ambiente, de modo que entender essa relação pode ser essencial para a gestão e a proteção dos corpos d'água (CROSSETTI; BICUDO, 2008).

Em estudos de ecossistemas aquáticos, a relação entre as alterações da qualidade da água com os grupos biológicos é usada

como indicadora para descrever a extensão do que realmente está sendo provocado nesse ambiente (FRIBERG, 2014). Essa avaliação se baseia na capacidade que tal grupo biológico tem em responder quanto ao efeito que está sendo causado de fato no ambiente. As comunidades do fitoplâncton são frequentemente usadas em monitoramento para detectar impactos ambientais, devido à sua sensibilidade às alterações (COUTINHO et al., 2012).

Em ambientes de água doce é possível encontrar representantes de quase todos os grupos dessa comunidade. O grupo Cyanophyta, conhecido como cianobactérias, é importante na fixação biológica de nitrogênio na água. Apesar de apresentarem características fotossintéticas semelhantes à de algas e plantas superiores, sua organização estrutural e bioquímica assemelha-se à de bactérias gram-negativas (STANIER & COHEN-BAZIRE, 1977 apud SILVA, 2009). Algumas espécies, quando submetidas a condições ambientais propícias, aumentam rapidamente sua densidade e resultam em um fenômeno conhecido como "floração de algas" ou "blooms". Nesse grupo se destacam os principais gêneros: *Microcystis, Oscillatoria* e *Plankthotrix* (ESTEVES, 2011).

As cianobactérias são os microrganismos autotróficos mais antigos existentes na Terra, com grande importância no processo evolutivo do planeta. São procariontes (ausência de membrana que circunda o núcleo da célula) com ampla distribuição geográfica, ocorrendo em diversos tipos de habitats (água doce e marinha, solo, locais úmidos e em simbiose com outros organismos), sendo que as espécies planctônicas apresentam grande variedade de formas e algumas são indicadoras de ambientes aquáticos que sofreram mudanças em sua dinâmica natural. São fixadoras de nitrogênio e algumas espécies podem

produzir toxinas chamadas cianotoxinas. A causa para essa produção ainda não é bem esclarecida, mas pesquisadores acreditam que as cianotoxinas têm função protetora contra espécies zooplanctônicas e competição por recursos (CALIJURI et al., 2006).

Em função da ação farmacológica, as cianotoxinas podem ser agrupadas em três categorias: neurotoxinas, hepatotoxinas e dermatotoxinas. As neurotoxinas atuam diretamente no sistema nervoso, mesmo em baixa concentração, esão comunsem espécies dos gêneros *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Oscillatoria* sp., *Lyngbya* sp., *Cylindrospermopsis* sp, dentre outros. As hepatotoxinas agem principalmente no fígado e foram isoladas de espécies dos gêneros como *Microcystis* sp., *Anabaena* sp., *Nostoc* sp, *Oscillatoria* sp., dentre outros. E as dermatotoxinas são toxinas irritantes ao contato com a pele, sendo produzidas por todos os gêneros de cianobactérias. O contato com as dermatotoxinas pode ocorrer acidentalmente durante o contato primário com a água em atividades como balneabilidade ou prática de esporte aquático (CALIJURI et al., 2006).

O monitoramento de cianobactérias em corpos d'água é uma ferramenta de controle das florações que podem causar impactos ao meio ambiente, conforme estabelecido na Resolução CONAMA– Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005), e à saúde pública, de acordo com a Portaria de Consolidação nº 05 de 2017 (BRASIL, 2017).

As Chlorophytas constituem o grupo de algas verdes formado principalmente pelas classes Chlorophyceae, considerado um dos mais abundantes e diversos em ambientes de água doce (AQUINO; BUENO; MENEZES, 2014), e Conjugatophyceae. A maior parte dos organismos que compõem as Conjugatophyceae é conhecida

como Desmídias, podendo ser encontradas tanto no plâncton como no perifíton. O grupo Euglenophyta tem representantes de todos os seus gêneros no plâncton de água doce, principalmente em locais ricos em matéria orgânica. O grupo Chrysophyta tem como principais classes as Chrysophyceae (um representante conhecido é o *Dinobryon)* e Bacillariophyceae ou Diatomáceas que tem como característica típica a parede celular composta por uma carapaça de sílica. No grupo das Pyrrophyta estão incluídas as classes Dinophyceae e Cryptophyceae (ESTEVES, 2011).

Convém destacar que as algas de água doce, além de comporem o plâncton, podem viver aderidas a diferentes tipos de substratos como rochas, troncos, folhas, raízes de plantas aquáticas, sedimentos, formando uma comunidade denominada perifíton ou, vulgarmente, lodo. Apesar de não ser objeto deste capítulo, essa comunidade também é muito importante para o ecossistema aquático e mantém relações ecológicas com a comunidade de algas do plâncton. É composta também por bactérias, fungos, protozoários, microcrustáceos, entre outros, juntamente com detritos, que vivem aderidos a um substrato. É um dos principais produtores primários de ambientes rasos, córregos, riachos e lagoas costeiras, sendo importante fonte de matéria orgânica e, com isso, servem de alimento para inúmeras espécies de peixes e invertebrados (ESTEVES, 2011).

A seguir são apresentados os seguintes estudos sobre o fitoplâncton realizados na Bacia do Rio Cuiabá: i) resultados da análise do banco de dados da coleção ficológica úmida depositada no Herbário Central da Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT Algae; ii) cianobactérias em tanques de piscicultura; iii) estudo do fitoplâncton na Bacia do Rio Coxipó.

As algas microscópicas podem ser guardadas?

As coleções biológicas são um conjunto de dados e informações de valor imensurável. Por intermédio do conhecimento das espécies catalogadas que se encontram armazenadas numa coleção, torna-se possível realizar delineamentos dos fatores que atuam na riqueza, abundância, dominância, similaridades entre áreas adjacentes, distribuição temporal e espacial, ocorrência de novos registros e indicação de espécies que causem possíveis prejuízos à saúde humana. Essas informações são primordiais para a criação de programas de conservação, monitoramento, projetos de lei e todo o tipo de arcabouço teórico que visa assegurar os subsídios para a gestão de recursos hídricos e para ações de conservação da biodiversidade.

A implantação da coleção ficológica úmida no Herbário Central da UFMT, em meados de 2017, foi um grande avanço para o conhecimento do grupo no Estado de Mato Grosso. Com um começo bastante tímido, mas de grande valor, a coleção contém amostras de projetos de pesquisas realizados por pesquisadores locais e amostras oriundas de estudos de consultoria ambiental provenientes, em sua totalidade, de empreendimentos hidrelétricos. Apesar de pequena, a coleção oferece grandes contribuições ao conhecimento ficológico do Estado, bem como da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá – BHC.

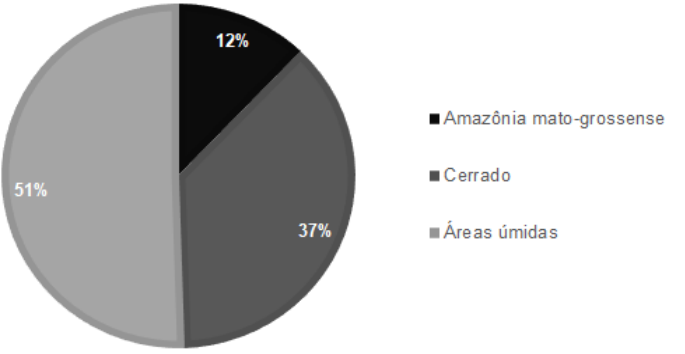
O Estado de Mato Grosso abriga em seu território três diferentes biomas: Cerrado, Amazônia e Pantanal. Vale destacar a importância do bioma Amazônico para o Estado e a escassez de trabalhos taxonômicos e ecológicos sobre o fitoplâncton em sua área.

O banco de dados da referida coleção possui uma pequena parte de amostras para a Amazônia Mato-grossense, sendo que 81%

das classes de algas registradas na coleção foram identificadas para a região Amazônica. Para o bioma Pantanal, foram registradas 75% dessas classes de algas e para o Cerrado, 68%. Essas diferenças nos valores de ocorrência acontecem porque há um grande número de classes que ocorrem nas mesmas regiões. Nesse banco de dados, oito classes ocorrem nos três biomas: Chlorophyceae, Conjugatophyceae, Bacillariophyceae, Trebouxiophyceae, Euglenophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae e Coscinodiscophyceae.

Em relação à quantidade de amostras, é possível observar na Figura 1 que as áreas úmidas (Pantanal) apresentam a maior relação de amostras depositadas na coleção (51% do total), seguidasdo Cerrado (37%) e, mais recentemente, daAmazônia (12%). Ressalta-se que classes como Synurophyceae, Chlorodendrophyceae e Chrysophyceae apenas ocorreram na região Amazônica. Isso mostra que, apesar de a mesma ter pouco número de amostras depositadas, há grande ocorrência de classes do fitoplâncton, indicando a relevância da realização de mais estudos nesse bioma.

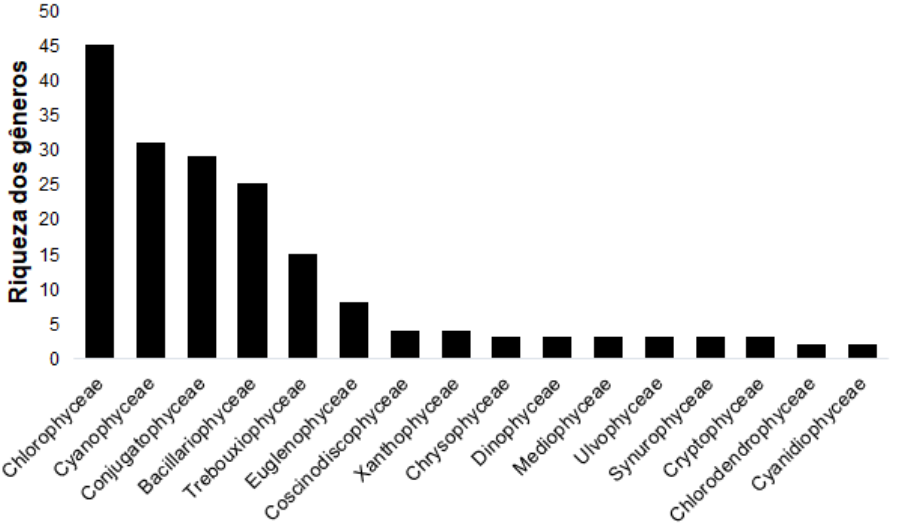
Figura 1. Frequência de distribuição das amostras depositadas na coleção ficológica úmida nos diferentes biomas de Mato Grosso



Nota: Construção das autoras

A análise do banco de dados da BHC depositado na coleção de algas resultou na identificação de 16 classes e 167 gêneros de algas (Figura 2). Dentre as classes, Chlorophyceae (44), Cyanophyceae (30), Conjugatophyceae (28) e Bacillariophyceae (24) foram as mais representativas em ocorrência dos gêneros nos diferentes tipos de ambientes aquáticos. Do total de classes, 93% ocorrem nas partes alta e média da BHC, sendo que 68% foram encontradas no reservatório do APM-Manso, 75% na planície de inundação (parte baixa da bacia) e 50% estão distribuídas nas pisciculturas localizadas na Região Metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande.

Figura 2. Distribuição dos gêneros das classes identificadas na Bacia do Rio Cuiabá, a partir do banco de dados da coleção ficológica úmida do Herbário Central da UFMT

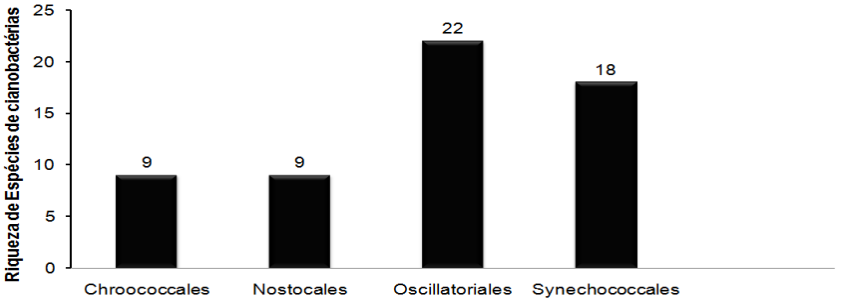


Nota: Construção das autoras

Especificamente com relação às cianobactérias, a análise da coleção ficológica UFMT Algae indicou que o bioma mato-grossense com maior representatividade em número de espécies foi o Cerrado, com 69%, seguido do Pantanal, com 21% e Amazônico, com 10% das espécies.

Na BHC, essa análise resultou em uma lista de 58 espécies (Tabela 1) distribuídas em quatro ordens: Chroococcales (9 espécies), Nostocales (9 espécies), Oscillatoriales (22 espécies) e Synechococcales (18 espécies), mostrados na Figura 3.

Figura 3. Distribuição das espécies de cianobactérias identificadas na BHC



Nota: Construção das autoras

Tabela 1. Lista de espécies de cianobactérias identificadas em diferentes ambientes da BHC-MT

Espécies	Tipos de ambientes
CHROOCOCCALES	
Aphanothece microspora (Meneghini) Rabenhorst	2
Chroococcus dispersus (Keissler) Lemmermann	3, 4, 5, 6
Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli	2, 3, 4, 6
Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing	1,2,3,4, 6
Microcystis panniformis Komárek, Komárková-Legnerová, Sant'Anna, M.T.P.Azevedo, & P.A.C.Senna	2, 4, 5
Microcystis protocystis W.B.Crow	2, 4, 5
Microcystis sp.	1, 2, 3, 4, 5, 6
Radiocystis sp.	2
Sphaerocavum brasiliense De Azevedo & C.L.Sant' Anna	1, 2, 4, 6
NOSTOCALES	
Calothrix fusca Bornet & Flahault	2
Cylindrospermopsis sp.	1, 2, 4, 5, 6
Dolichospermum sp.	2, 3, 4, 5, 6
Dolichospermum planctonicum (Brunnthaler) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	2, 3, 4, 5
Dolichospermum spiroides (Klebhan) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	2, 3, 5, 6
Nostoc sp.	2, 3, 4
Raphidiopsis curvata F.E. Fritsch & M.F. Rich	2
Raphidiopsis raciborskii (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique & Salerno	1, 4, 5, 6
Raphidiopsis sp.	2
OSCILLATORIALES	
Anagnostidinema amphibium (C.Agrada ex Gomont) Strunecký, Bohunická, J.R.Johansen & J.Komárek	2, 3, 4

continua

Espécies	Tipos de ambientes
Geitlerinema amphibium (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis	2
Geitlerinema sp.	2
Geitlerinema splendidum (Greville ex Gomont) Anagnostidis	2,4,5
Komvophoron crassum (Vozzhennikova) Anagnostidis & Komárek	4
Komvophoron schmidlei (Jaag) Anagnostidis & Komárek	2,3,4
Pseudanabaena galeata Böcher	2, 4, 6
Pseudanabaena mucicola (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	2, 3, 4, 5, 6
Pseudoanabaena sp.	2, 3, 4, 5, 6
Komvophoron schmidlei (Jaag) Anagnostidis & Komárek	2,3,4
Leptolyngbya perelegans (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek	2,3,4,5,6
Lyngbya martensiana Meneghini ex Gomont	2,3,4,5
Lyngbya sp.	2,3,4,5
Oscillatoria crassa (C.B.Rao) Anagnostidis	1,2
Oscillatoria princeps Vaucher ex Gomont	2,3,4,5,6
Oscillatoria sp.	2,3,4,5,6
Phormidium sp.	2,3,5
Planktothrix rubescens (De Candolle ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	6
Planktothrix agardhii (Gomont) Anagnostidis & Komárek	2,4,6
Planktothrix isothrix (Skuja) Komárek & Komárková	2,4
Planktothrix mougeotii Anagnostidis & Komárek	2,3
Planktothrix sp.	2,4,6
SYNECHOCOCCALES	

continua

Espécies	Tipos de ambientes
Aphanocapsa annulata G.B.McGregor in McGregor, Fabbro & Lobegeiger	6
Aphanocapsa delicatissima West & G.S. West	1,2,4,6
Aphanocapsa incerta (Lemmermann) G.Cronberg& Komárek	4,6
Aphanocapsa koordersii K.M.Strøm	6
Aphanocapsa parietina (Nägeli ex Kützing) Nägeli	2,3,4,5,6
Cyanodictyon planctonicum B.A.Mayer	2,4
Epigloeosphaera brasilica Azevedo, Sant'Anna, Senna, Komárek & Komárková	4
Leptolyngbya sp	5
Limnococcus limneticus (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek& Zapomelová	4
Merismopedia glauca (Ehrenberg) Kützing	4
Merismopedia sp.	1,2,3,4,5,6
Merismopedia tenuissima Lemmermann	1,2,3,4,5,6
Continua	
Microcrocis pulchella (Buell) Geitler	6
Planktolyngbya sp.	3
Synechococcus sp.	3,6
Synechocystis aquatilis Sauvageau	4
Snowella lacustris (Chodat) Komárek & Hindá	1,2,4
Snowella sp.	6

Legenda: Locais da BHC: 1. Pisciculturas; 2.Rios de cabeceiras; 3. Área úmida; 4. Rios de porção média da bacia; 5. Rios da porção baixa da bacia; 6. Baías

Vários ambientes aquáticos foram amostrados na BHC (naturais e artificiais), sendo que a região com maior riqueza de espécies de algas foi o Alto Cuiabá, com 25% dos registros (rios de cabeceiras), seguido do Médio Cuiabá, com 23%. No Pantanal foram registradas

22% (áreas inundadas e baías) das espécies e 6% em pisciculturas. Espécies dos gêneros *Microcystis* sp. e *Merismopedia tenuissima* foram encontradas em todos os ambientes amostrados na BHC, com 100% de ocorrência. *Cylindrospermopsis* sp., *Pseudanabaena mucicola* e *Oscillatoria princeps* ocorreram em 83,33% dos ambientes amostrados (Tabela 1).

Especificamente em relação às cianobactérias, no município de Poconé, no Rio Cuiabá, foram registradas 25 espécies. A amostragem nesse local foi realizada no período de inundação em uma área que durante a seca é utilizada como pastagem para o gado pantaneiro. Nessa área, o pulso de inundação anual promove o surgimento de diversas lagoas e corixos na época das cheias, que são favorecidos pela entrada de matéria orgânica com as águas ou com a incorporação dessa matéria pela decomposição da vegetação local, propiciando assim a ocorrência dessas espécies de cianobactérias.

De maneira geral, nas baías do Pantanal foram registradas 30 espécies de cianobactérias, sendo que *Planktothix rubescens, Aphanocapsa annulata, Aphanocapsa koordersii, Microcrocis pulchella* ocorreram somente nessa área.

Cianobactérias em tanques de piscicultura: o primeiro passo foi dado

Em Mato Grosso várias espécies de peixes de valor comercial são amplamente consumidas pela população, sendo que na BHC as mais comuns são o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) e o pacu (*Piaractus mesopotamicus*). Considerando o valor comercial dessas espécies, foram desenvolvidos métodos de reprodução em cativeiro, aumentando a acessibilidade a esse pescado.

Por projeto de lei, foi instituída a Rota do Peixe do Vale do Rio Cuiabá, que concentra vários aquicultores (Lei 10.426/2016; ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE MATO GROSSO, 2016). O projeto definiu cinco pontos para a Rota: 1 - Santo Antônio deLeverger e Barão de Melgaço; 2 - Nossa Senhora do Livramento e Poconé; 3 - Jangada e Acorizal; 4 - Rosário Oeste e Nobres; e 5 - Cuiabá e Várzea Grande.

De acordo com Costa et al. (2017), ainda são raros os estudos de comunidades planctônicas e de análise e controle da qualidade da água em tanques de piscicultura no Estado. Esses autores avaliaram a ocorrência de florações de cianobactérias planctônicas potencialmente tóxicas em tanques de piscicultura nos municípios de Cuiabá e Várzea Grande. Diagnosticaram 11 espécies de cianobactérias, com densidades totais variando entre 45.541 cel/mL e 8.159.862 cel/mL, a maioria superior ao permitido pela Resolução CONAMA 357/2005, cujo limite é de 50.000 cel/mL, considerando que esses ambientes artificiais são enquadrados como classe 2 (BRASIL, 2005). Algumas das espécies presentes podem afetar a produção de peixes, como *Raphidiopsis raciborskii, Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix* spp. Essas espécies produzem toxinas que se acumulam na musculatura do peixe, sendo transferida ao homem pela alimentação, comprometendo o fígado e o sistema nervoso.

Ostrensky e Borghetti (2006) mencionam que precisam ser criados programas de qualificação profissional e de incentivo ao desenvolvimento científico nas áreas da aquicultura brasileira. O desenvolvimento científico inclui o estudo das comunidades planctônicas, principalmente de cianobactérias, tendo em vista sua relação com a saúde humana. Isso resultaria, certamente, na criação

de mecanismos técnicos e legais para monitoramento dos tanques de piscicultura, incluindo a análise de cianobactérias, visando assegurar a produção de peixes com baixo potencial de risco de contaminação por cianotoxinas.

Fitoplâncton da Bacia do Rio Coxipó

Na Bacia Hidrográfica do Rio Coxipó – BHC ocorrem diversos usos da água e do solo que vêm alterando a qualidade da água dos ecossistemas aquáticos. Dentre os usos da água, ocorrem inúmeras captações para consumo humano, tanto na zona urbana de Cuiabá, para abastecimento de cerca de 180.000 habitantes, como na zona rural, além de uso para balneabilidade, pesca, irrigação para agricultura de subsistência, hidroturismo e diluição de efluentes domésticos, industriais e conservação da biota aquática na área de drenagem no Parque Nacional de Chapada dos Guimarães (GOMES-SILVA, 2015).

São escassos os estudos sobre essa comunidade na BCX, mesmo considerando sua relevância socioambiental e do fitoplâncton para os ecossistemas aquáticos e à saúde humana (como detalhado anteriormente para as cianobactérias). Um dos primeiros estudos foi realizado na área urbana do Rio Coxipó por Schults (1998), sendo que a mais recente contribuição é de Assis et al. (2018), que apresentaram uma revisão das algas que ocorrem no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães – PNCG e arredores.

Visando reduzir a lacuna de conhecimento sobre essa importante comunidade na BCX, foi realizada uma avaliação da distribuição espacial e temporal e dos atributos de riqueza e densidade dessas algas no Rio Coxipó e principais afluentes, constituindo-se no

primeiro trabalho sobre esse grupo planctônico realizado em toda a área da bacia.

Essa avaliação foi feita em quatro amostragens ao longo de um ano, sendo duas na época de chuva (outubro de 2013 e março de 2014) e duas na época de estiagem (agosto de 2013 e junho de 2014), em nove pontos de coleta ao longo do Rio Coxipó e principais afluentes (próximos à foz no Rio Coxipó; Tabela 2).

As coletas das amostras de água para análise quali-quantitativa do fitoplâncton foram feitas diretamente com o frasco de polietileno na subsuperfície da água (cerca de 20 cm de profundidade) e, posteriormente, essas foram preservadas em solução de lugol acético 1% (0,5 mL) de acordo com AWWA/APHA (2012), método SMEWW 10200 F, e de acordo com CETESB (Método L5.303; 2012). As amostras coletadas encontram-se depositadas na coleção UFMT Algae.

Tabela 2. Localização dos pontos de coleta de água na Bacia do Rio Coxipó, Mato Grosso, Brasil

Ponto	Local de Coleta	Coordenada Geográfica	Porção do Rio
P1	Rio Coxipózinho (Nascente da BHC)	55°49'54,548"W 15°24'33,5"S	Alta
P2	Rio Claro (Antes da confluencia P3)	55°54'52,375"W 15°21'13,151"S	Alta
P3	Rio Paciência (Antes da confluência com P2)	55º 54' 52" W, 15º 21' 13" S	Alta
P4	Rio Mutuca (Limite PNCG)	55º 57' 21" W, 15º 21' 52" S	Média
P5	Rio Coxipó (Limite PNCG)	55º 57' 50" W, 15º 22' 25" S	Média
P6	Rio dos Peixes (antes da confluência)	55º 59' 14" W, 15º 23' 54" S	Média
P7	Rio Coxipó do Ouro (Área urbana)	55º 58' 42" W, 15º 27' 30" S	Baixa
P8	Córrego do Moinho (Área urbana)	56º 02' 43" W , 15º37' 01" S	Baixa
P9	Rio Coxipó no Horto Florestal (Área urbana foz da BHC)	56º 03' 43" W ,15º 37' 43" S	Baixa

Nota: Construção das autoras

A morfometria da espécie foi realizada em microscópio binocular Zeiss LAB. A1, com contrastes de fase, ocular micrometrada

e câmara digital Zeiss acoplada. Utilizou-se o programa Acass para aferições métricas a partir de fotografias digitais. Foram analisados entre 20 e 25 indivíduos, sendo realizada a aferição métrica de interesse taxonômico. O sistema de classificação adotado é o de Hoffmann et al. (2005). As espécies foram identificadas conforme Komárek e Anagnostidis (2005).

A contagem dos organismos em laboratório foi feita de acordo com o Método de Utermöhl (1958) em microscópio invertido Olympus, em aumento de 400 vezes, sendo cada filamento considerado um indivíduo. O número de campos contados foi definido com base em dois critérios: a contagem de 100 indivíduos da espécie mais abundante e a estabilização da curva de rarefação de espécies.A abundância relativa e a classificação de espécies abundantes e dominantes foram obtidas utilizando os critérios propostos por Lobo e Leighton (1986). A riqueza específica correspondeu ao número total de taxa encontrados em cada amostra.

Na identificação das espécies da comunidade fitoplanctônica na BCX, foram encontrados 101 táxons distribuídos nas oito seguintes classes taxonômicas: Chlorophyceae (36%), Cyanophyceae (19%), Zygnematophyceae (18%), Bacillariophyceae (15%), Euglenophyceae (7%), Fragillariophyceae (3%), Cryptophyceae (2%) e Coscinodiscophyceae (1%). As Cyanophyceae apresentaram a maior abundância em todos os meses de amostragem, com 91% na época chuvosa e 71% na estiagem.

As classes mais frequentes foram Bacillariophyceae, Cyanophyceae, Chlorophyceae e Euglenophyceae. A classe Bacillariophyceae apresentou maior frequência nas duas estações do ano (100%). A classe menos frequente foi Coscinodiscophyceae.

Com relação às espécies mais frequentes, a análise demonstrou que *Planktothrix agardii*foi a única espécie constante nas duas épocas do ano, com representatividade de 69,84% nos meses de estiagem e 80,36% nos chuvosos, enquanto as 79 espécies restantes foram classificadas como raras.

Os táxons mais abundantes e dominantes em toda a bacia e em todos os meses de coleta foram: *Chroococcus minor*, *Merismopedia tenuissima*, *Planktothrix agardii, Pseudanabaena galeata, Sphaerocystis planctonica, Monoraphidium contortum, Monoraphidium intermedium, Acutodesmus acuminatus, Desmodesmus communis, Cryptomonas marssonii, Trachelomonas volvocina, Trachelomonas volvocinopsis, Encyonema* sp., *Gomphonema* sp., *Cymbella* sp., *Navicula* spp., *Eunotia* spp., *Pinnularia* spp. e *Aulacoseira granulata*.

As espécies de diatomáceas (Bacillariophyceae) ocorreram principalmente na parte alta da bacia, mesmo em baixa densidade, com destaque para *Eunotia* sp., *Eunotia georgii*, *Pinnularia* sp e *Gomphonema gracile,* indicadoras de ambientes ácidos e pobres em nutrientes (ROUND et al., 1990), que são condições predominantes entre os pontos P1 e P7 ao longo de quase todo o ano. Além disso, essas espécies ocorrem principalmente no perifíton, comunidade que é favorecida pela ocorrência de corredeiras e pedras no leito dos rios nesse trecho. Quanto às relações do fitoplâncton com o perifíton, este fica à deriva na coluna da água ou áreas planctônicas, mas provém do perifíton, que posteriormente é levado pela correnteza ou vive suspenso em águas de rios, e também é conhecido como potamoplâncton (CHÉTELAT et al., 2006), sendo muito provável que a maioria das diatomáceas penadas registradas na BHC seja oriunda do perifíton.

A abundânciade fitoplâncton foi semelhante entre os períodos sazonais (teste t; p> 0,05), embora tenha ocorrido uma diferença significativa quando comparados os resultados encontrados P8 em relação aos demais pontos amostrais (teste t; p <0,05).

A mesma abordagem se aplicou à abundância de cianobactérias e *P.agardhii*, mostrando que elas se comportam de maneira semelhante entre os períodos (teste t; p> 0,05). Entretanto, houve diferença significativa na ocorrência de *P. agardhii* entre o P8 e os demais pontos amostrais (p = 0,05).Essa espécie ocorreu nos pontos de amostragem localizados nos trechos relativamente conservados dos rios, mas em baixa densidade (P1-P7), expressando um provável oportunismo e adaptação dessas cianobactérias em ambientes oligotróficos, ou seja, com baixa concentração de nitrogênio e fósforo.

Pinnularia sp dominou em P1 (Coxipozinho) nos meses de seca e *Eunotia* sp em P2 nos meses de chuva, enquanto nos demais pontos não houve espécies dominantes, apenas espécies abundantes em todas as datas de amostragem (Tabela 3).

Já na porção baixa da bacia, na área urbana de Cuiabá (P8-P9), o uso da água para a diluição de esgoto doméstico aumentou a disponibilidade de nutrientes, favorecendo um expressivo aumento e a predominância (85-98%, Tabela 3) de cianobactérias, especialmente da espécie *Planktothrix agardhii* em todas as amostragens nesses dois pontos. *P. agardhii* pode produzir microcistinas, que constituem as cianotoxinas com maior intoxicação humana em todo o mundo (GUERRA et al., 2015).

O crescimento excessivo de algas em corpos de água brasileiros é uma realidade e tem prejudicado os usos múltiplos da

água (SANCHES et al., 2012), sendo essa uma resposta ao excesso de nutrientes em um corpo d'água, que implicam em diversos fatores, dentre os quais: riscos à saúde crônicos ou intermitentes, toxicidade, comprometimento da biota, indução de morte de peixes relacionada diretamente com a floração ou com o estresse ambiental seguido das alterações das condições físico-químicas (FREITAS et al., 2012).

O estudo do fitoplâncton na BCX permitiu identificar duas porções distintas da bacia em relação ao fitoplâncton, especificamente quanto aos atributos de densidade e espécies dominantes, quais sejam: i) formada pelos pontos P1-P7, com rios em bom estado de conservação e da qualidade da água, favorecido pelo Parque Nacional de Chapada dos Guimarães, onde o fitoplâncton apresentou baixa densidade ao longo do ano e ocorrência de diatomáceas típicas do perifíton e indicadoras de ambientes com águas ácidas e pobres em nutrientes; ii) formada pelos pontos P8 (Córrego do Moinho) e P9 (Rio Coxipó na área urbana, próximo à foz), que se encontram degradados e com qualidade da água alterada por esgoto doméstico, onde o fitoplâncton foi predominantemente formado pela cianobactéria da espécie tóxica *Planktothrix agardhii*.

Tabela 3. Principais atributos do fitoplâncton na Bacia do Rio Coxipó, em nove pontos de coleta (P1-P9) entre agosto de 2013 e junho de 2014

Pontos	Agosto			Outubro			Março			Junho		
	Org/mL	% D. Ciano	% D. P.a	Org/mL	% D. Ciano	% D. P.a	Org/mL	% D. Ciano	% D. P.a	Org/mL	% D. Ciano	% D. P.a
P1	0	0	0	1	5	100	0	0	0	1	0	0
P2	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3	0	0	0	1	20	50	1	0	0	1	10	0
P4	0	0	0	0	0	0	7	61	50	0	11	0
P5	0	6	0	1	38	20	0	0	0	0	0	0
P6	0	0	0	1	67	50	1	17	0	0	9	0
P7	1	16	33	0	0	0	0	0	0	0	9	0
P8	1452	85	97	6163	86	99	1949	98	96	1871	92	92
P9	77	59	86	48	71	98	15	79	100	147	60	94

Legenda: Org/ml = organismos por mililitro (densidade); % D. Ciano= porcentagem da densidade de cianobactérias em relação aos demais grupos de algas; %D.P.a.= porcentagem da densidade de *Planktothrix agardhii* em relação ao total de cianobactérias

Nota: Construção das autoras

Zooplâncton: animais microscópicos que vivem na água

O zooplâncton é um grupo de animais que compõem o plâncton, constituído por pequenos invertebrados filogeneticamente distintos, sendo esses predominantemente Rotifera, Copepoda e Cladocera (ROCHA; SIPAÚBA-TAVARES, 1994). Rotifera é um Filo e contribui com a maior parte da riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica, ocupa tanto a região limnética quanto a região litorânea de ambientes aquáticos continentais (ESTEVES, 2011). São generalistas, podendo consumir uma grande variedade de recursos e habitar diversos ambientes (FONTANETO; SMET, 2015). Os

Cladocera são crustáceos da Classe Branchiopoda, são filtradores e alimentam-se de algas, protozoários, detritos orgânicos e bactérias (ELMOOR-LOUREIRO, 1997). Copepoda é uma Subclasse da Classe Maxillopoda, as espécies que habitam a zona pelágica pertencem às ordens Cyclopoida e Calanoida (REID, 1985). São organismos herbívoros, omnívoros e carnívoros que se alimentam de fitoplâncton, pequenos invertebrados e outros microrganismos (REID, 1985).

O zooplâncton possui papel fundamental na dinâmica de ecossistemas aquáticos, sendo responsável pelo fluxo de energia entre produtores primários e organismos pertencentes a níveis tróficos superiores (LEMKE; BENKE, 2009). Dessa forma, sua abundância pode estar relacionada às maiores possibilidades para o desenvolvimento de espécies de peixes (ESTEVES, 2011). Atua reciclando nutrientes, contribuindo com o nitrogênio e fósforo para o meio aquático, por meio da sua excreção (HORNE; GOLDMAN, 1994).

Composição, distribuição e abundância do zooplâncton variam entre os diferentes corpos d'água e dependem de um conjunto de fatores físico-químicos e de interações bióticas, por isso, tais fatores podem ser empregados como um indicador da qualidade da água (PEDROZO; ROCHA, 2005; JEPPESEN et al., 2011). Dentre esses fatores, está a temperatura, que influencia no crescimento, reprodução e respiração desses organismos (WEETMAN; ATKINSON, 2004), além de ter sido relatada como muito importante para a riqueza de espécies que compõem o zooplâncton. No estudo realizado por Pedrozo e Rocha (2005), foi constatado que em períodos de temperaturas baixas a riqueza de espécies tende a ser menor, ao contrário de outros de temperatura mais elevada. Para os microcrustáceos (ex. Cladocera), a temperatura pode ainda afetar a capacidade de exploração de recursos, competição

(STEINER, 2004) e o seu tamanho corporal (GILLOOLY; DODSON, 2000). Já para os Rotifera, a temperatura tem grande influência no período de incubação, eclosão e na formação de ovos dormentes (MINKOFF; LUBZENS; KAHAN, 1983; SCHRÖDER, 2005).

Os efeitos da concentração de nutrientes (especialmente nitrato e fósforo) sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica também são bem discutidos. Nitrato e fósforo estão associados à produtividade dos ecossistemas aquáticos, sendo nitrato a forma preferencialmente assimilável pelo fitoplâncton, macrófitas e perifíton (SOUZA e FERNANDES, 2009), o que pode justificar a forte relação com o zooplâncton, visto que fitoplâncton é um dos principais componentes da sua dieta. Ainda há evidências da relação positiva entre abundância e riqueza de copépodes Cyclopoida com macrófitas aquáticas. Segundo Lansac-Tôha et al. (2002), a ocorrência de muitas espécies ciclopoidas predadoras sugere o uso de macrófitas como esconderijo, onde os animais podem exercer suas estratégias predatórias. Para fósforo, os resultados de Jeppesen et al. (2000) demonstram que riqueza e diversidade de espécies podem responder a diferentes concentrações desse nutriente, sendo negativamente relacionadas a ele, a partir de um limiar.

Esses nutrientes também estão relacionados com o estado trófico dos ambientes aquáticos, por isso o zooplâncton tem sido empregado em estudos que buscam por indicadores ecológicos de eutrofização. No estudo de Lodi et al. (2011), os resultados sugerem que o zooplâncton (principalmente Rotifera) é um indicador confiável de eutrofização.

Quanto às forças que guiam as teias alimentares e a que tipo de controle a comunidade zooplanctônica está sujeita, *top-down*

(controle exercido pelos predadores) ou *bottom-up* (controle exercido pela concentração de nutrientes e produção primária), há uma extensa discussão, com estudos que demonstram resultados significativos para ambos os casos (ex. SILVEIRA et al., 2010; ADRIAN; WICKHAM; BUTLER, 2001), devendo sempre se considerar o local de estudo, tipo de corpo d'água, sazonalidade e as espécies de peixes presentes. Além disso, a dinâmica trófica pode também influenciar o deslocamento vertical do zooplâncton (WILLIAMSON et al., 1996). Esse fenômeno, conhecido como migração vertical, pode ser uma resposta do zooplâncton aos estímulos ambientais, tais como luz e temperatura, que estão diretamente relacionadas com vantagens metabólicas desses organismos (LAMPERT et al., 198; PEARRE, 2003), ou como uma forma de evitar predadores que se guiam pela visão (ZARET; SUFFERN, 1976). Já a distribuição horizontal do zooplâncton é mais estocástica, pois, por serem organismos passivamente dispersos, dependem de vetores tais como vento, corrente de água, chuva e outros animais para dispersarem (HAVEL; SHURIN, 2004), principalmente a longa distância.

Considerando o exposto, podemos ressaltar a importância do zooplâncton para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, e com isso, sua relevância em estudos que buscam práticas conservacionistas e de biomonitoramento em corpos d'água. Isso torna fundamental o conhecimento da biologia, ecologia e taxonomia desse grupo, bem como a divulgação do conhecimento científico acerca do zooplâncton. Assim, esse item do capítulo tem como objetivos: i) apresentar de forma sintética e informativa os principais estudos na BHC que tiveram como foco o zooplâncton; ii) apresentar parte do banco de dados do Laboratório de Ecologia e Investigação Aquática (LEIA-

UFMT), relativos aos estudos desenvolvidos na área da BHC e que tiveram como foco o zooplâncton.

Zooplâncton da Bacia do Rio Cuiabá: um estudo cienciométrico

A cienciometria tem por finalidade quantificar a produção científica, podendo ser entendida como o estudo dos aspectos quantitativos da ciência (VANTI, 2002). Dentre as diversas contribuições de um estudo cienciométrico, podemos destacar a visibilidade que este proporciona das pesquisas desenvolvidas nas diferentes áreas, por diferentes instituições e pesquisadores (SPINAK, 1996). Assim, podemos usar a cienciometria para identificar e dimensionar os avanços e a difusão do conhecimento científico, como também perceber as lacunas em determinados temas, o que possibilita uma tomada de decisão mais assertiva, seja no campo teórico da produção científica ou na gestão de recursos de qualquer ordem.

Pensamos então que uma análise cienciométrica das pesquisas desenvolvidas na BHC com o grupo o zooplâncton possibilitará entender e visualizar de forma mais concreta os avanços sobre este tema e o quanto esse grupo de organismos tem sido alvo de estudos ao longo dos anos e nos diferentes corpos d'água da BHC. Essa abordagem pode gerar uma boa base de conhecimento para estudos futuros, como também mostrar de forma mais objetiva e acessível essas pesquisas.

Para tanto, realizamos a coleta dos dados cienciométricos entre os dias 7 e 24 de maio de 2018, diretamente no Portal de Periódicos CAPES (disponível em:http://www.periodicos.capes.gov.br/) na seção: Busca por assunto/Busca avançada. Os termos de busca inseridos foram "*zooplankton*" e "Mato Grosso", de forma a garantir que, mesmo

que BHC não fosse citada no artigo, este ainda fosse selecionado e avaliado (em caso de haver algum corpo d'água pertencente à BHC). Não definimos um período de pesquisa, sendo contabilizados todos os artigos encontrados sobre o tema, independente do ano de publicação. Das publicações foram extraídas as seguintes informações: ano da publicação, local de estudo, tipo ambiente amostrado, autores e grupos do zooplâncton citados (Rotifera, Cladocera e Copepoda).

Foram retidos 277 artigos utilizando a combinação dos termos de busca "*zooplankton*" e "*Mato Grosso",* mas a maior parte desses artigos era do Estado de Mato do Sul ou apenas mencionava a palavra zooplâncton. Restaram apenas sete artigos que tinham como foco o zooplâncton na BHC, e seis desses eram de estudos realizados em lagoas e um no Reservatório do Rio Manso (Tabela 4), localizados na BHC. Isso alerta para o fato de que nenhum dos principais rios tributários da BHC foi alvo de pesquisa dos trabalhos aqui citados, provavelmente por serem ambientes pouco estudados em se tratando da comunidade zooplanctônica.

Tabela 4. Estudos da comunidade zooplanctônica realizados na BHC

Autores	*Local o estudo (cidade)*	*Ambiente amostrado*	*Grupo taxonômico*
Fantin-Cruz et al. (2010)	*Poconé*	*Lagoa*	*Rotifera, Cladocera e Copepoda*
Fantin-Cruz et al. (2011)	*Poconé*	*Lagoa*	*Rotifera, Cladocera e Copepoda*
Loverde-Oliveira et al. (2009)	*Poconé*	*Lagoa*	*Rotifera, Cladocera e Copepoda*
Neves et al. (2003)	*Cuiabá e Várzea Grande*	*Lagoa*	*Rotifera, Cladocera e Copepoda*
Silva e Hahn (2009)	*Reservatório de Manso*	*Reservatório*	**
Tondato et al. (2010)	*Poconé*	*Lagoa*	**

Legenda: ** Zooplâncton presente no conteúdo estomacal (não mencionava identificação taxonômica)

Nota: Construção das autoras

Apenas um desses artigos mostra uma lista completa das espécies (NEVES et al., 2003), o restante cita somente os grandes grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) ou as principais espécies encontradas (LOVERDE-OLIVEIRA et al., 2009; FANTIN-CRUZ et al., 2011), embora mostrem dados numéricos de riqueza e abundância total do zooplâncton. Dois desses artigos eram sobre dieta de peixes, que relatavam e quantificavam a presença de organismos zooplanctônicos no conteúdo estomacal (Tabela 4).

Acrescentamos também que, além dos artigos que foram selecionados pela nossa busca, temos o conhecimento dos trabalhos de Turner e Silva (1992); Silveira et al. (2010) e Santos et al. (2014), que não foram selecionados pela ferramenta de pesquisa. O estudo de

Turner e Silva (1992) foi conduzido em lagoas das cidades de Poconé-MT e Barão de Melgaço-MT e tinha como foco o grupo Rotifera. Silveira et al. (2010) fizeram um estudo experimental em uma lagoa do Pantanal de Poconé analisando a riqueza e abundância dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda). O trabalho de Santos et al. (2014) versou sobre a diversidade beta da comunidade planctônica de oito reservatórios do Brasil, um deles o Reservatório de Manso.

Com exceção do trabalho de Turner e Silva (1992) e de Neves et al. (2003), que apresentaram uma extensa lista de espécies de Rotifera, todos os outros estudos (retidos e não retidos) foram sobre a ecologia do zooplâncton ou a presença deste no conteúdo estomacal de peixes.

Nenhum trabalho abordou a distribuição geográfica e espécies do zooplâncton na BHC, ou mesmo para o Estado de Mato Grosso, o que é preocupante, dada a importância desse grupo de organismos para os ambientes aquáticos e da necessidade de inventários sobre biodiversidade que subsidiem ações efetivas de conservação.

Com os nossos resultados, não foi possível identificar se houve crescimento no número de publicações ao longo dos anos, apenas que 90% das publicações ocorreram após o ano 2000. Observamos também que em 60% das publicações pelo menos um dos autores era de instituições localizadas no próprio Estado de Mato Grosso.

Uma possível justificativa para termos encontrado poucos artigos sobre o zooplâncton para a BHC (até mesmo para o Estado de Mato Grosso) é que muitos dos trabalhos resultantes de projetos de pesquisa permanecem restritos às teses, monografias e dissertações, e os licenciamentos ambientais restritos aos relatórios técnicos, documentos menos acessados pela comunidade acadêmica quando comparados

aos periódicos científicos. Isso pode gerar lacunas no conhecimento da distribuição geográfica das espécies, com consequência no manejo e conservação dessas e dos ecossistemas em questão (LEMES et al., 2011).

Além disso, alguns trabalhos podem ter sido publicados como capítulos de livro, a exemplo do capítulo 8 do primeiro volume deste livro (LOVERDE-OLIVEIRA; FIGUEIREDO, 2009). Nesse trabalho, os autores apresentaram uma revisão dos estudos dessa comunidade na BHC, demonstrando que a grande maioria foi realizada no Pantanal, com raros registros nas porções alta e média da bacia. Isso indica que a lacuna de conhecimento sobre o zooplâncton é também espacial.

Zooplâncton dos principais rios tributários do reservatório do APM- Manso

No Brasil, uma das principais causas de mudanças em ambientes aquáticos é a construção de represas e reservatórios, que propõe a geração de energia elétrica (AGOSTINHO; GOMES; POLICICE, 2007). Os reservatórios abrangem uma grande área espacial, são ambientalmente heterogêneos e, na maioria das vezes, apresentam gradiente longitudinal subdividido em regiões fluvial, de transição e lacustre (THORNTON, 1990).

Esses represamentos levam a mudanças marcantes dos ecossistemas aquáticos, por romper com os processos naturais do regime de rios e modificar as bacias hidrográficas em que são instalados (AGOSTINHO; GOMES; POLICICE, 2007), alterando o funcionamento e a sucessão das comunidades biológicas aquáticas, inclusive a zooplanctônica. Por isso, o estudo dessa comunidade é

necessário para garantir um bom estado ecológico do ecossistema e melhorar a gestão de recursos hídricos do reservatório e da bacia hidrográfica como um todo. Tradicionalmente, o planejamento e a implementação de planos e políticas de conservação necessitam de um conjunto de dados, sendo os dados de ocorrência de espécies essencialmente importantes, o que ainda é um desafio para os países mega diversos, como o Brasil (LEMES et al., 2011).

Nesse sentido, propomos caracterizar a riqueza, composição e abundância da comunidade de zooplâncton, nos ambientes lóticos da BHC entre a desembocadura dos rios Manso, da Casca, Quilombo e Palmeira no reservatório do APM – Aproveitamento Múltiplo de Manso.

Os resultados deste trabalho fazem parte do banco de dados do Laboratório de Ecologia e Investigação Aquática da Universidade Federal de Mato Grosso (LEIA-UFMT).

O reservatório do APM-Manso foi instalado para a regularização de vazões do Rio Cuiabá a jusante, para irrigação e para redução de cheias na capital de Mato Grosso (ALCÂNTARA; NOVO; STECH, 2011). A barragem foi construída na confluência entre osrios Manso e da Casca, formando um reservatório bifurcado, cujo enchimento teve início em dezembro de 1999 e finalizou em dezembro de 2000 (FIGUEIREDO; BIANCHINI, 2008). Esse reservatório tem como tributários também os rios Palmeira e Quilombo, totalizando uma área inundada de aproximadamente 427 km² (FIGUEIREDO; BIANCHINI, 2008; ALCÂNTARA; NOVO; STECH, 2011).

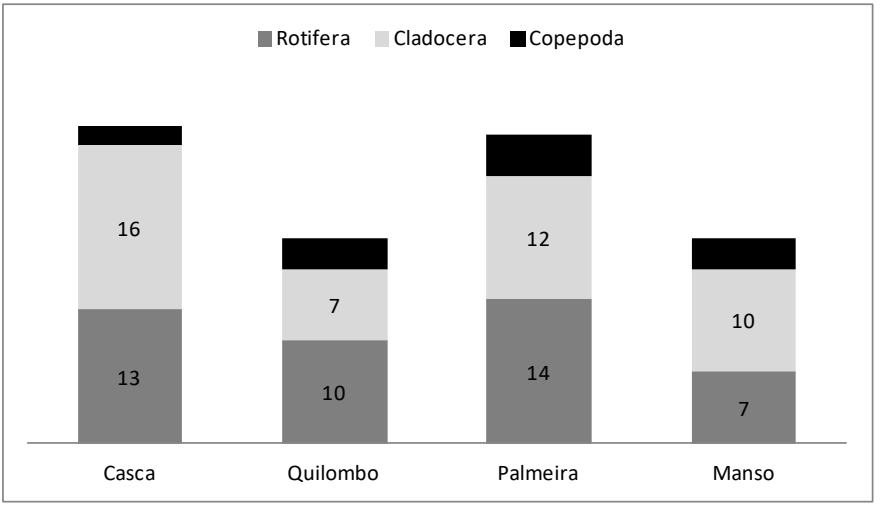
Para a caracterização da comunidade zooplanctônica, foram realizadas coletas em janeiro de 2016, em quatro pontos amostrais, uma

ponto em cada zona de desembocadura dos principais rios tributários do APM-Manso (da Casca, Quilombo, Palmeira e Manso). As amostras do zooplâncton foram obtidas com o auxílio de uma motobomba, filtrando aproximadamente 600 L de água em uma rede de plâncton com uma abertura de malha de 68 µm. Depois disso, foram fixadas em formol 4% tamponado com carbonato de cálcio. A densidade do zooplâncton (indivíduos/m^3) foi estimada quantificando os organismos presentes em três subamostras de 2,5 mL em uma câmara de Sedgwick-Rafter (BOTTRELL et al., 1976), ou até que se alcançasse no mínimo 75 indivíduos de cada grupo (Cladocera, Copepoda e Rotifera).

Foram registrados 43 taxa de organismos que compõem o zooplâncton, distribuídos entre Rotifera, Cladocera e Copepoda (Calanoida e Cyclopoida). Rotifera e Cladocera tiveram a maior representatividade, com 21 taxa cada, Copepoda Cyclopoida e Copepoda Calanoida com dois taxa cada.

O número de taxa em cada grande grupo (Rotifera, Cladocera e Copepoda) variou entre os tributários amostrados (Figura 4). Essa alternância entre os grupos dominantes (principalmente entre Rotifera e Cladocera) pode estar relacionada ao estado trófico dos ambientes, qualidade da água e velocidade da correnteza nos diferentes locais amostrados (NOGUEIRA, 2001).

Figura **4.** Riqueza de espécies em cada rio tributário (da Casca, Quilombo, Palmeira e Manso) do APM de Manso e para cada grupo do zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda). Os valores dentro de cada barra representam o número real de espécies para cada grupo do zooplâncton



Nota: Construção das autoras

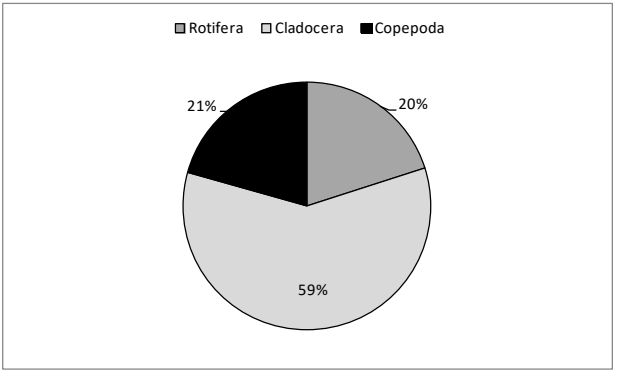
Os rios da Casca e Palmeira foram os que apresentaram maior número de espécies, seguidos pelos rios Manso e Quilombo, respectivamente (Figura 4). Dentre as espécies registradas, oito ocorreram em todos os tributários, sendo três espécies pertencentes ao grupo Rotifera, três ao grupo Cladocera e quatro ao grupo Copepoda, quais sejam: *Brachionus falcatus* Zacharias, 1898, *Filinia terminalis* (Plate, 1886), *Trichocerca cylindrica* (Imhof, 1891), *Bosmina hagmanni* Stingelin,1904, *Ceriodaphnia cornuta* Sars, 1886, *Diaphanosoma birgei* Fischer, 1850, *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934) e *Notodiaptomus henseni* (Dahl F., 1894), respectivamente.

Registrou-se também a ocorrência de espécies que foram exclusivas de cada tributário, sendo que no Rio da Casca foram: *Filinia*

longiseta (Ehrenberg, 1834) e *Plationus patulus* (Müller, 1786), para o grupo Rotifera; *Chydorus parvireticulatus* (Frey, 1987), *Ephemeroporus barroisi* (Richard, 1894) e *Moina micrura* Kurz, 1874, para o grupo Cladocera. No rio Quilombo foram: *Ascomorpha saltans* (Bartsch, 1870) e *Lecane leontina* (Turner, 1892), para Rotifera; *Simocephalus serrulatus* (Koch,1841) e *Simocephalus semiserratus* (Sars, 1901), para Cladocera. No Rio Palmeira, as espécies foram: *Bdloidea* sp, *Hexarthra intermedia* (Wiszniewski, 1929) e *Trichocerca similis* (Wierzejski, 1893), para o grupo Rotifera; *Mesocyclops aspericornis* (Daday, 1906), para Copepoda. O Rio Manso não apresentou nenhuma espécie exclusiva.

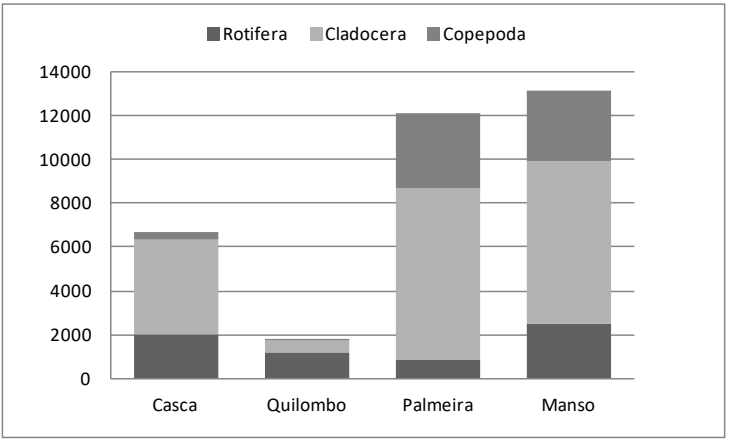
Quanto à abundância geral, o maior valor foi observado para Cladocera, seguido de Copepoda e Rotifera (Figura 5). O Rio Manso foi o que apresentou maior abundância de espécies (ind./m³), seguido pelos rios Palmeira, da Casca e por último o Rio Quilombo (Figura 6). Rotifera foi o grupo mais abundante no Rio Quilombo e Cladocera foi o grupo mais abundante nos outros três tributários (Manso, da Casca e Palmeira).

Figura 5. Abundância relativa de cada grupo (Cladocera, Copepoda e Rotifera), para toda a área estudada



Nota: Construção das autoras

Figura 6. Abundância de espécies (ind./m³) em cada tributário do APM de Manso (Casca, Quilombo, Palmeira e Manso) e para cada grupo do zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda)



Nota: Construção das autoras

A diferença na estrutura da comunidade zooplanctônica observada entre os locais amostrados provavelmente é consequência dos diversos fatores ambientais, como origem dos rios estudados, disponibilidade de alimento, qualidade da água e predação. Por exemplo, os rios da Casca e Manso (principais tributários do APM-Manso) apresentam diferenças significativas na transparência, turbidez, nitrato e condutividade, parâmetros que podem estar relacionados ao local de origem de suas nascentes (condições geológicas) e uso do solo no entorno do reservatório (FIGUEIREDO; BIANCHINI JUNIOR, 2007). Vale ressaltar que este foi um trabalho pontual no tempo e no espaço (uma única vez no ano e apenas em um ponto em cada zona de desembocadura), e dado que muitos estudos têm demonstrado que esse grupo tende a variar em composição, abundância e riqueza ao longo do ano e nas diferentes regiões do reservatório, tanto longitudinal (lótica, de transição e lacustres) quanto verticalmente (BETSILL; AVYLE,

1994; AOYAGUI et al., 2003; LODI et al., 2014), futuros estudos serão necessários para uma melhor caracterização das comunidades zooplanctônicas nesse ecossistema aquático, como em toda a BHC.

Considerações finais

Neste capítulo, foi possível conhecer a distribuição, composição e diversidade dos grupos pertencentes ao plâncton, nesse caso, fitoplâncton (microalgas e cianobactérias) e zooplâncton do Estado de Mato Grosso, com ênfase para a Bacia do Rio Cuiabá. A partir de um banco de dados depositados na coleção ficológica úmida do Herbário Central da UFMT, identificamos inúmeras espécies dessa comunidade, com menção para a ocorrência em diversos ambientes aquáticos e nos três biomas deste Estado. Constatou-se que existem lacunas importantes a serem preenchidas quanto ao conhecimento dessa comunidade, como, por exemplo, a necessidade de estudos na Amazônia Mato-grossense, especialmente sobre o fitoplâncton, tendo em vista a grande diversidade de ecossistemas aquáticos que compõem esta região.

De modo geral, o conhecimento sobre a distribuição do fitoplâncton (microalgas e cianobactérias) e do zooplâncton no Estado de Mato Grosso ainda é escasso diante da quantidade e diversidade de ambientes aquáticos existentes em seu território, sendo o Pantanal a região com maior número de trabalhos até o momento. Vale destacar a importância de ampliar os estudos sobre cianobactérias e monitorar essa comunidade, principalmente na Bacia do Rio Cuiabá na área onde há influência urbana, devido a sua importância sanitária e ecológica, que subsidiem medidas de manejo e conservação dos recursos hídricos.

Acrescentamos também a escassez de estudos sobre o zooplâncton, inclusive nesta bacia, onde os estudos realizados até o momento se restringem a apenas sete trabalhos indexados. Além desses trabalhos, há também os que não foram selecionados pela ferramenta de pesquisa, como os restritos às monografias, dissertações, teses e capítulos de livros.

Consideramos, portanto, que ainda existem lacunas e poucos estudos acerca do plâncton no Estado de Mato Grosso, bem como na Bacia do Rio Cuiabá. Recomenda-se a adoção de incentivos na formação de pessoal e investimentos em futuros estudos sobre essas comunidades, tanto de fitoplâncton como zooplâncton, abrangendo os vários tipos de ambientes aquáticos, naturais e artificiais. Estes devem incluir abordagens tanto taxonômicas quanto ecológicas, para que sirvam não só para a ampliação do conhecimento científico como também de subsídio às ações de conservação da biodiversidade e de manejo dos ecossistemas aquáticos.

Agradecimentos

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso –FAPEMAT pelo apoio financeiro por meiodos projetos: Rede Pró Centro-Oeste-REMISA (Projeto CNPq nº 564617 / 2010-5 e Projeto FAPEMAT nº 232949/2011), coordenado por Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores, e a Rede ComCerrado / Núcleo UFMT, processo nº 563134/2010. Agradecemos também ao Herbário Central da UFMT pela disponibilizaçãodo banco de dados da coleção ficológica úmida.

Referências

ADRIAN, R.; WICKHAM, S.; BUTLER, N. Trophic interactions between zooplankton and the microbial community in contrasting food webs: the epilimnion and deep chlorophyll maximum of a mesotrophic lake. **Aquatic Microbial Ecology**, [s.l.], v. 24, p. 83-97, 2001.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; POLICICE, F.M. **Ecologia e manejo de Recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.** Maringá: Eduem, 2007. 501p.

ALCÂNTARA, E.H.; NOVO, E.M.L.M.; STECH, J.L. **Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos**.Rio de Janeiro: Parêntese, 2011. 328p.

AOYAGUI, A.S.M. et al. Estrutura e dinâmica dos rotíferos no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n.1, p. 31-39, 2003.

AQUINO, C.A.N.; BUENO, N.C.; MENEZES, V.C. Chlorococcales *sensu latu* (Chlorophyceae) de um ecossistema lótico subtropical, Estado do Paraná, Brasil. **Hoehnea** v. 41, nº 3, p. 431-451, 2014.

ASSIS, G.F.P.; SILVA, S.P; SILVA, L.F. S.; COSTA, R.L.; FONSECA, L.W.; DE-LAMONICA-FREIRE, E.M.; FIGUEIREDO, D.M.; OLIVEIRA, M.T. Inventory of cyanobacteria and microalgae cited for the National Park of the Chapada dos Guimarães (MT) and 80 new records from the region. **Biota Neotropica**. v.18, nº 2, p. 1-15, 2018.

BELLINGER, E.G.; SIGEE, D.C. **Freshwater algae: identification and use as Bioindicators.** Edição Wiley-Blackwell, West Sussex. 2010. 271p.

BETSILL, R.K.; AVYLE, Michael J. v. D. Spatial heterogeneity of reservoir zooplankton: a matter of timing?. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 277, nº1, p. 63-70, 1994.

BOTTRELL, H.H. et al.A review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal of Zoology**, [s.l.], v.24, p. 419–456, 1976.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Diário Oficial da União, 2005.

_____. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017.** Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/ 2017/prc0005 _03_10_2017.html. Acesso em: 14 ago. 2018.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.S.A.; SANTOS.A.C.A**. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. Editora Rima. São Carlos, 109p.

CARDOSO, S.J.; ROLANDA, F.; LOVERDE-OLIVEIRA, S.M.; HUSZAR, V.L. DE M. Phytoplankton abundance, biomass and diversity within and between Pantanal wetland habitats. **Limnologica** v. 42, p. 235-241, 2012.

CHÉTELAT, J.; FRANCES, R.P.; HAMILTON, P.B. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations. **Limnol. Oceanogr**., 51(1, part. 2), p. 681–689, 2006.

COSTA, R.L. **Fitoplâncton como Bioindicador da Qualidade Ambiental: Subsídios a Gestão de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Coxipó.** 2016. 72 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos, Cuiabá, 2016.

COSTA, R.L.; TODESCHINI, T.; RIBEIRO, M.J. P.; TEIXEIRA-OLIVEIRA, M. Florações de Cianobactérias Potencialmente Tóxicas em Tanques de Pisciculturas da Região Centro-Sul do Estado de Mato Grosso. **Biodiversidade,** v. 16, nº 1, p. 33-45, 2017.

COUTINHO, M.T.P.; BRITO, A.C.; PEREIRA, P.; GONÇALVES, A.S.; MOITA, M.T. A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs closed regimes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 110, p. 134-146, 2012.

CROSSETTI, L.O.; BICUDO. C.E. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. **Hydrobiologia**, v. 614, nº1, p. 91–105, 2008.

DE-LAMONICA-FREIRE, E.M. Catálogo de algas referidas para o Estado de Mato Grosso. Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro. v. 49, nº 3, p. 671- 7, 1989a.

DE-LAMONICA-FREIRE, E.M. Catálogo de algas referidas para o Estado de Mato Grosso. Brasi**l.** 2. ed. Rev. Brasil. Biol. v. 49, p. 679-689, 1989b.

DE-LAMONICA-FREIRE, E.M**.** O gênero Xanthidium (Zygnemaphyceae, desmidiales) na Estação Ecológica da Ilha de Taiamã, Estado de Mato Grosso, Brasil. **Boletim do Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato Grosso**. Cuiabá, Mato Grosso, nº1, p. 1-9, 1992.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A.D. **Florações de algas e de cianobactérias**: Suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento. São Carlos: Editora LDiBe. 2010. 513p.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997. 155p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos em Limnologia**. 3ªed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FANTIN-CRUZ, I. et al. Zooplankton Density Prediction in a Flood Lake (Pantanal - Brazil) Using Artificial Neural Networks. **International Review of Hydrobiology**, [s.l.], v. 95, nº 4-5, p. 330-342, out. 2010.

FANTIN-CRUZ, I. et al. Relationship between the structure of zooplankton community and the water level in a floodplain lake from the Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Manringá, v. 33, nº3, p.271-279, 2011.

FIGUEIREDO, D.M. **Levantamento taxonômico da Família Eunotiaceae (Bacillariophyceae) do Pantanal de Poconé, Município de Poconé, Mato Grosso, Brasil**. 1992. 58 fl.Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas). Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso. 1991.

FIGUEIREDO, D.M. de; BIANCHINI JUNIOR, I. **Padrões limnológicos e do fitoplâncton nas fases de enchimento e de estabilização dos reservatórios do APM Manso e AHE Jauru (Estado de Mato Grosso).** 2007. 270 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

FIGUEIREDO, D.; BIANCHINI, J.I.Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). **Acta Limnologica Brasiliensia**,[s.l.], v. 20, nº4, p. 277–290, 2008.

FONTANETO, D.; SMET, W.H. de. **Rotifera**. In: SCHIMIDT-RHAESA, Andreas. Handbook of zoology**:** Gstrotricha,Cycloneuralia and Gnathifera. Hamburg: de Gruyter, cap. 4. p. 217-300.2015.

FREITAS, L.C; LOVERDE-OLIVEIRA, S.M. Checklist of green algae (Chlorophyta) for the state of Mato Grosso, Central Brazil. **Check List**, v. 9, nº6, p. 1471–1483, 2013.

FRIBERG, N. **Impacts and indicators of change in lotic ecosystems**. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, v. 1, nº6, p. 513–531, 2014.

GILLOOLY, J.F.; DODSON, S.I. Latitudinal patterns in the size distribution and seasonal dynamics of new world, freshwater cladocerans. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 45, nº1, p. 22-30, 2000.

GOMES-SILVA, P.A.J. **Limnologia e qualidade da água da Bacia do Rio Coxipó (MT): subsídios à gestão dos recursos hídricos**. 2015. 102 fls. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso. 2015.

HAVEL, J.E.; SHURIN, J.B. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 49, nº42, p. 1229-1238, 2004.

HOEK, C.; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. **Algae: An introduction to phycology.** Cambridge: Cambridge University Press. 1995, 623 p.

HORNER, A.J.; GOLDMAN, C.R**.** Zooplankton and Zoobenthos. In: HORNER, Alexander J.; GOLDMAN, C. R. **Limnology.** 2. ed. New York: Mcgraw Hill International, p. 320-400. 1994.

JEPPESEN, E. et al. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 45, nº2, p. 201-218, 2000.

JEPPESEN, E. et al. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive – WFD. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 676, nº1, p. 279-297, 2011.

LAMPERT, W. The Adaptive Significance of Diel Vertical Migration of Zooplankton. **Functional Ecology**, [s.l.], v. 3, nº1, p. 21-27, 1989.

LANSAC-TÔHA, F.A. et al. Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 62, nº1, p. 125-133, 2002.

LEMES, P. et al. Refinando Dados Espaciais para a Conservação da Biodiversidade.**Natureza & Conservação**, [s.l.], v. 9, nº 2, p. 240-243, 2011.

LEMKE, A.M.; BENKE, A.C. Spatial and temporal patterns of microcrustacean assemblage structure and secondary production in a wetland ecosystem. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 54, nº 7, p. 1406-1426, 2009.

LODI, S. et al. Zooplankton Community Metrics as Indicators of Eutrophication in Urban Lakes. **Natureza & Conservação**,[s.l.], v. 9, nº 1, p. 87-92, 2011.

LODI, S. et al. Patterns of zooplankton population synchrony in a tropical reservoir. **Journal of Plankton Research**, [s.l.], v. 36, nº4, p. 966-977, 2014.

LOVERDE-OLIVEIRA, S. M. et al. Hydrology-Driven Regime Shifts in a Shallow Tropical Lake. **Ecosystems**, [s.l.], v. 12, nº5, p. 807-819, 2009.

MARÇAL, S.F.; LOVERDE-OLIVEIRA S.M. Phytoplankton in Coqueiro Lake (Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brazil). **Biotemas**, v. 28, nº2, p. 9-25, 2015.

MATO GROSSO. Assembleia Legislativa do Estado de Mato Grosso. **Lei nº** 10.426, de 30 de Agosto de 2016. Institui a Rota do Peixe do Vale do Rio Cuiabá e dá outras providências. Diário Oficial [do] Estado de Mato Grosso, 30 de Agosto de 2016, nº 26851, 2016.

MENEZES, M.; BICUDO,C.E.M.; MOURA,C.W.N. Update of the Brazilian floristic list of Algae and Cyanobacteria. **Rodriguésia** v. 66, nº 4, p.1047-1062, 2015.

MINKOFF, G.; LUBZENS, E.; KAHAN, D. Environmental factors affecting hatching of rotifer (Brachionus plicatilis) resting eggs. **Hydrobiologia,** [s.l.], v. 104, nº1, p. 61-69, 1983.

NEVES, I.F.; ROCHA, O.; ROCHE,K.F.; PINTO, A.A. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the River Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 63, nº2, p. 329-343, 2003.

NOGUEIRA, M.G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 455, nº 1/3, p.1-18, 2001.

OLIVA-MARTINEZ, M.G.; GODINEZ-ORTEGA, J.L.; ZUNIGA-RAMOS, C.A. Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. **Revista Mexicana de Biodiversidade**.v. 85, p. 54-61, 2014.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J.R. Água e aquicultura. In:REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B; TUNDISI, J.G. Águas doces no Brasil. 3 ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. 579-606 p.

PEARRE, S. Eat and run? The hunger/satiation hypothesis in vertical migration: history, evidence and consequences. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, [s.l.], v. 78, nº1, p. 1-79, 2003.

PEDROZO, C.S.; ROCHA, O. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 17, nº 4, p. 445-464, 2005.

REID, J.W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sul-americanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim de Zoologia**,[s.l.], v. 9, nº 9, p. 17-143, 1985.

REYNOLDS, C.S. **Ecology of phytoplankton.** Cambrigde: Cambrigde University Press. 2006. 535 p.

ROCHA, O.; SIPAÚBA-TAVARES, L.H. Cultivo em larga escala de organismos planctônicos para alimentação de larvas e alevinos de peixes. II - Organismos Zooplanctônicos. **Biotemas**, São Paulo, v. 7, p. 94-109, 1994.

SCHRÖDER, T. Diapause in monogonont rotifers. **Developments in Hydrobiology**, [s.l.], p. 291-306, 2005.

SCHULTS, F.P.; **Ficoflórula do Rio Coxipó e as condições limnológicas nas proximidades do bairro Jardim dos Ipês, município de Cuiabá, Estado de Mato Grosso**. 1998. 137 fls. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva)- Instituto de Saúde Coletiva-Universidade Federal de Mato Grosso. 1998.

SILVA, M.R. da; HAHN, N.S. Influência da dieta sobre a abundância de Moenkhausia dichroura (Characiformes, Characidae) no reservatório de Manso, Estado de Mato Grosso. **Iheringia.** Série Zoologia, Porto Alegre, v. 99, nº3, p. 324-328, 2009.

SILVEIRA, R.M.L.; PAIVA, L.L.A.R.; CAMARGO, J.C. Top-down control in a tropical shallow lake of Northern Pantanal, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 22, nº4, p. 455-465, 2010.

SOUZA, B. D. de; FERNANDES, V. O. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica e sua relação com as variáveis ambientais na lagoa Mãe-Bá, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, [s.l.], v. 31, nº3, p. 245-253, 2009.

SPINAK, E. **Dicionario enciclopédico de bibliometría, cienciometría e informetría**.Caracas: Unesco, 1996, 247 p.

STEINER, C.F. Daphnia dominance and zooplankton community structure in fishless ponds. **Journal of Plankton Research**, [s.l.], v. 26, nº 7, p. 799-810, 2004.

TAVARES, L.H.S.; ROCHA, O**. Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos**. São Carlos, SP: RiMa, 2003. 103 p.

THORNTON, K.W. Perspectives on Reservoir Limnology. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. **Reservoir limnology**: ecological perspectives**.** New York: John Wiley and Sons, 1990. p. 1-14.

TONDATO, K.K.; MATEUS, L.A.F.; ZIOBER, S.R. Spatial and temporal distribution of fish larvae in marginal lagoons of Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, [s.l.], v. 8, nº 1, p.123-134, 2010.

TURNER, P.N.; SILVA, C. da. Littoral rotifers from the state of Mato Grosso, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, [s.l.], v. 27, nº4, p.227-241, 1992.

VANTI, N.A.P. Da bibliometria à webometria: uma exploração conceitual dos mecanismos utilizados para medir o registro da informação e a difusão do conhecimento. **Ciência da Informação**, [s.l.], v. 31, nº 2, p. 369-379, 2002.

VITAL, A.R., COSTA, E.S., CURVO, M., et al. **Projeto de Recuperação e Conservação da Bacia do Rio Cuiabá,** Cuiabá, MT: FEMAMT, 1996, p.77.

WEETMAN, D.; ATKINSON, D. Evaluation of alternative hypotheses to explain temperature-induced life history shifts in Daphnia. **Journal of Plankton Research**, [s.l.], v. 26, nº2, p. 107-116, 2004.

WILLIAMSON, C.E. et al. Utilization of subsurface food resources for zooplankton reproduction: Implications for diel vertical migration theory. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 41, nº2, p. 224-233, 1996.

ZARET, T.M.; SUFFERN, J.S. Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 21, nº6, p. 804-813, 1976.

Capítulo 9 -

bioindicadores: espécies, comunidades ou processos? cronologia dos estudos com invertebrados aquáticos[1]

Cláudia Callil

Rogério Conceição Lima dos Santos

Introdução

Visíveis a olho nu, os invertebrados aquáticos que integram a porção da comunidade composta por organismos com tamanho superior a 0,5 mm (PÉREZ, 1996) comumente recebe a denominação de macroinvertebrados. Possuem ampla diversidade de espécies, com diferentes formas e modos de vida, habitando corredeiras, riachos, rios, lagos e represas. Esses organismos que estão em posição intermediária na cadeia alimentar se alimentam de microrganismos e são predados por peixes e outros vertebrados. Os macroinvertebrados, daqui em diante chamados de invertebrados aquáticos, podem ser classificados em organismos intolerantes ou sensíveis, organismos tolerantes ou facultativos e organismos resistentes, de acordo com sua tolerância frente às condições do ambiente (GOULART et al., 2003) e, por isso,considerados eficientes bioindicadores (BONADA et al., 2006) Inúmeras comparações alimentaram discussões sobre quais ferramentas analíticas podem ter melhor aplicabilidade na escolha da assembléia ideal

1 Este capítulo contém partes da dissertação de mestrado de Rogério Conceição Lima dos Santos (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos - UFMT).

a ser usada como indicadores ambientais. Com ênfase nessa discussão, este capítulo apresenta uma sucessão de estudos desenvolvidos com invertebrados aquáticos no gradiente hidrológico da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá– BHC. São consideradas diferentes linhas teóricas, sempre com o objetivo maior de compreender a resposta de organismos frente às alterações ambientais. Apresentamos e organizamos por abordagens que compreendem os seguintes componentes ecológicos: unidades, estruturas e processos ecológicos (Figura 1).

Figura 1. Nuvem de palavras que representam os estudos com invertebrados aquáticos na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá

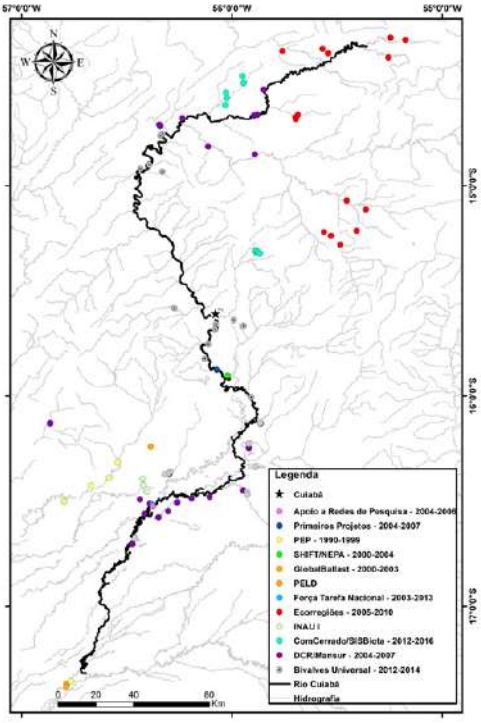
Nota: Construção dos autores

Cronologia e localização dos estudos

O senso crítico na ciência requer, quase sempre, dois importantes parâmetros: tempo e investimento de recursos. Esses investimentos

podem ter como descritores tantas outras variáveis que permeiam desde a condição emocional, intelectual e cultural do pesquisador até problemáticas sociais, políticas e econômicas. Todas são relevantes e difíceis de serem mensuradas. Como cenário desta discussão, chamamos a atenção para a alternância e substituição dos métodos amostrais e analíticos associados às diferentes abordagens teóricas que nortearam cada um dos estudos aqui apresentados (Figura 2). O conceito de bioindicador foi o que motivou o início da jornada acadêmica, porém um labirinto multidimensional de questionamentos, somado às lacunas de informações que eram necessárias e deveriam estar disponíveis, nos levou a rever, questionar e desconstruir esse conceito.

Figura 2. Cronologia e distribuição geográfica de projetos com invertebrados aquáticos na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá



Abordagem como bioindicadores

No final da década de 1980, com o uso descontrolado de mercúrio associado às atividades de mineração de ouro nos garimpos de Poconé (CALLIL; JUNK, 2009), surgiu a necessidade de elencar organismos que pudessem indicar a concentração desse metal na cadeia trófica. A bioacumulação era a estratégia indicada para avaliar o impacto ambiental causado pela liberação de mercúrio no Pantanal (NOGUEIRA, 1995). Muito se falava em organismos de topo de cadeia e a maioria dos estudos disponíveis era com aves e peixes piscívoros (VIEIRA,1990; MALM ; GUIMARÃES ,1996; HYLANDER et al., 2000), porém essas categorias de espécies quase sempre apresentam um comportamento migratório e, naquela circunstância, não refletiam a contaminação local. Por ser um ambiente dinâmico e altamente produtivo, o desafio de encontrar um indicador que apresentasse os atributos certos nos levou a testar moluscos como possíveis indicadores, convergindo com a proposta de que invertebrados aquáticos (CALLISTO et al., 1998) pudessem ser adequados àquela circunstância.

Foi assim, determinando a concentração de mercúrio total em três espécies de gastrópodes, *Pomacea lineata* Spix, 1827; *P. scalris* (D'ORBIGNY, 1835) e *Marisa planogyra* (PYLSBRY, 1933) que conseguimos entender o gradiente de contaminação e disseminação daquele metal no Pantanal (CALLIL; JUNK, 2001). Este estudo chamou a atenção para um ponto interessante: não bastava a proximidade de parentesco dos organismos elencados como bioindicadores, uma vez que os resultados apresentaram níveis de concentração de Hg significativamente diferentes entre as espécies analisadas (*e.g.* 2,04 $\mu g.g^{-1}$ para *P. scalaris* e 0,35 $\mu g.g^{-1}$ para *P. lineata*), mesmo quando coletadas no mesmo local. A explicação dessas diferenças em organismos que são

representantes de um único gênero de Ampulariidae apenas foi possível por observarmos que essas espécies, mesmo pertencentes a um mesmo clado filogenético e terem sido coletadas juntas, no mesmo local e momento, não compartilham o mesmo nicho. Ambas as espécies aqui discutidas são raspadoras, porém utilizam recursos alimentares distintos. Enquanto *P. lineata* raspa a superfície de folhas de macrófitas na coluna d'água, *P. scalaris* pasteja nos detritos sedimentados na interface entre o substrato de fundo e a coluna d'água, estando diretamente em contato com as bactérias que metilam o mercúrio (BISINOTI; JARDIM, 2004) ali depositado.

Outra condição que nos levou a ampliar as questões pertinentes aos processos biológicos e fisiológicos relacionadas à capacidade de bioindicação se mostrou quando, testando a taxa de filtração e incorporação de mercúrio, executamos bioensaios com bivalves límnicos (CALLIL; JUNK, 1999) O delineamento experimental consistiu em submeter os bivalves a diferentes concentrações de sedimento contaminado e permanentemente em suspensão. Finalizado os experimentos, foi possível demonstrar que as concentrações de mercúrio na água, sedimento em suspensão e em bivalves, apresentaram correlação negativa com o tempo de exposição. O metal adsorvido às finas partículas de sedimento suspensos na coluna d'água era retido, sendo as partículas aglutinadas em muco e posteriormente depositadas no substrato em forma de pseudo fezes. O fato de o mercúrio em sua forma metálica (Hg^0) não estar disponível à incorporação a partir de processos metabólicos e consequentemente à bioacumulação ressaltou a importância do processo de filtração frente aos essenciais serviços ecossistêmicos que os bivalves oferecem aos ecossistemas aquáticos.

Organismos sentinelas

Apesar de a utilização dos gastrópodes e bivalves ter respondido eficientemente como indicadora de contaminação de mercúrio, pouco se sabia sobre padrões de distribuição e atributos biológicos de moluscos. No final da década de 1990, uma série de estudos se iniciou, a fim de oferecer informações básicas, como biometria e reprodução (CALLIL; MANSUR, 2007), crescimento (LEITE, 2011), determinação da taxa de filtração e retenção de partículas (CALLIL, 2003). Entender como atributos da história de vida e como os demais processos biológicos respondem à influência de fatores ambientais, e mais especificamente à dinâmica hidrológica imposta pelo pulso de inundação periódico característico da Bacia do Rio Cuiabá, foi essencial para coroar esse grupo de organismos como indicadores e sentinelas ambientais no início do século XXI.

Os desafios impostos pelo mexilhão dourado

Devido ao avanço dos estudos com bivalves nativos, concomitantemente à rápida invasão do exótico *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857), muitos esforços foram empreendidos e recursos disponibilizados a fim de subsidiar a enorme demanda de estudos necessários para controlar a dispersão do mexilhão dourado. Essa rápida demanda foi devido a tratar-se de um bivalve mitilídeo, oriundo do Sudoeste Asiático, que foi introduzido na América do Sul via água de lastro. Essa espécie ocorre em densidades de até 145.000 ind./ $m^{2,}$ alterando a estrutura trófica, funções ecossistêmicas e causando prejuízos econômicos devido à instalação em turbinas de usinas

hidrelétricas e sistemas de captação de água para abastecimento urbano (MANSUR et al. 2003 a, b; 2012).

Em nível de Processos Biológicos, iniciamos o estudo do ciclo reprodutivo, com o intuito de entender como e quando se dava a produção de gametas (CALLIL et al., 2012) concomitantemente à densidade larval (MANSUR et al. 2012; EILERS; OLIVEIRA; ROCHE, 2011), estendendo esses dados para estudos de Dinâmica Populacional, quando foi necessário compreender o efeito do ambiente na reprodução e crescimento (CALLIL et al., 2018).Também foi necessário lançar esforços em nível de Ecologia de Comunidades, a fim de entender o efeito do aumento da densidade populacional do mexilhão dourado sobre a comunidade de invertebrados (MARÇAL; CALLIL, 2008; MARÇAL; CALLIL, 2012; UHDE et al., 2012a; MARÇAL; CALLIL; SANTOS, 2015). A informação gerada foi finalmente sintetizada em um livro, por meio do qual, técnicos e prestadores de serviços em usinas hidroelétricas, piscicultores, gestores e o público em geral têm acesso às técnicas de manejo e controle do mexilhão dourado (MANSUR et al., 2012; PAIVA; SANTOS; CALLIL, 2018).

Todo o envolvimento com o mexilhão dourado e a necessidade de utilização de diferentes abordagens como ferramentas para controle dessa espécie invasora evidenciaram que os indicadores a serem utilizados, bem como o monitoramento a ser empreendido nesse caso, não se tratavam apenas de uma espécie, população ou comunidade, mas sim de processos biológicos e ecossistêmicos.

Inventários x distribuição espacial

Bivalves como indicadores de integridade ambiental na Bacia do Rio Cuiabá

Inicialmente com o propósito de inventariar os bivalves em rios formadores da Bacia do Rio Cuiabá, MANSUR et al., Eliana(2006), 2006 organizaram de maneira objetiva e simples um catálogo de bivalves visando assessorar e guiar trabalhos ecológicos, taxonômicos e ambientais. Sabia-se que os moluscos nativos são muito sensíveis a perturbações como desmatamento, assoreamento, construção de barragens, poluição, presença de espécies exóticas, entre outras. Como produto desse inventário, foi estruturada uma coleção de referência para bivalves da Bacia do Alto Paraguai com cerca de 400 lotes e organizado um glossário ilustrado com Figuras de cada espécie mostrando a variabilidade de formas entre jovens e adultos e detalhes importantes para o reconhecimento dos 27 táxons atribuídos à Bacia do Rio Cuiabá. Destas, 25 espécies nativas e 2 exóticas: 14 espécies de *Mycetopodidae*, 5 de *Hyriidae*, 2 *Corbiculidae* (exóticas) e 6 *Sphaeriidae*.

Como complementos desse inventário, com o propósito de reconhecer a integridade ecológica da região amostrada, foram atribuídos níveis de tolerância quanto às alterações ambientais e níveis de preferência quanto aos habitats (QUINTANA, 1998) para cada espécie de bivalve registrada para a bacia. Os níveis de tolerância, entre zero e três, foram arbitrados para aquelas alterações ambientais que constituem ameaças à conservação das espécies e suas populações. Os níveis de preferência, também entre zero e três, foram arbitrados para os diferentes compartimentos dos habitats ocupados pelos bivalves. As

informações utilizadas para a categorização das espécies partiram de observações em campo, compondo uma base de dados primários a qual posteriormente foi agregada com dados secundários disponíveis em publicações diversas. Naquela ocasião, as espécies enquadradas no nível de alta tolerância às alterações ambientais foram: *Corbicula largillierti, Corbicula fluminea* e *Limnoperna fortunei*; média tolerância, espécies do gênero *Pisidium* e *Eupera* e baixa tolerância, as demais espécies. As espécies enquadradas no nível de alta preferência por ampla variedade de habitats foram: *Corbicula largillierti* e *Corbicula flumínea;* baixa preferência, lembrando que ambas são exóticas, provenientes do Sudoeste Asiático e de comportamento invasor. Como média preferência, foram listadas as espécies do gênero *Eupera*, *Mycetopoda soleniformis* e *Bartlettia stefanensis*. Os valores médios de tolerância às alterações ambientais apresentados indicaram a fragilidade dessas taxocenoses, sendo recomendado o estabelecimento de unidades de conservação nas diferentes porções compreendidas pelo alto, médio e baixo Rio Cuiabá, principalmente no alto e médio Rio Cuiabá enfatizou MANSUR et al (2006), onde se encontram espécies dentre os bivalves da Bacia do Alto Rio Paraguai duas espécies com alto grau de endemismo: *Bartletlia stefanensis* e *Haasica balzani* (QUINTANA, 1998).

Bivalves no Pantanal

Ampliando a extensão inventariada em 2006, a comunidade de bivalves no Pantanal foi estudada por COLLE (2008) com o propósito de compreender que fatores ambientais determinam a distribuição das assembléias na planície de inundação do Rio Cuiabá. Considerando o padrão de distribuição em escala local, a intenção foi conhecer a abundância e a composição da comunidade de bivalves em

20 lagos e relacionar os agentes de estruturação dessa comunidade. Nesse estudo, foram capturados 1.143 indivíduos vivos pertencentes a seis espécies representantes das famílias Hyriidae, Mycetopodidae, Sphaeridae e Corbiculidae. O delineamento amostral foi padronizado homens/hora e o efeito dos fatores abióticos sobre a comunidade foi descrito aplicando análises multivariadas inferenciais. Os resultados demonstraram que no Pantanal a estrutura da assembléia de bivalves é influenciada localmente pela matéria orgânica e granulometria, variáveis que refletem as intensas interações entre água-sedimento. Sabemos que essas características ambientais são resultantes da dinâmica desse sistema, dependente da sazonalidade hídrica, um fator de escala regional. Nesse caso, qualquer alteração na intensidade e frequência do pulso de inundação podem causar variações na estrutura e composição desses organismos (COLLE; CALLIL, 2012).

Bivalves Urbanos

A estrutura das comunidades pode ser modificada a partir das alterações dos seus habitats. Em ambientes urbanos, por exemplo, as espécies são influenciadas pela qualidade da água e aumento de nutrientes. Os bivalves de água doce são organismos sensíveis a essas mudanças, pois em rios e lagoas o aumento da temperatura, alterações nas concentrações de fósforo e nitrato modificam a distribuição e estrutura das populações (ATKINSON; JULIAN; VAUGHN, 2014; DOUDA, 2010). Michiura (2015) investigou os efeitos da concentração de nutrientes sobre a comunidade de bivalves em áreas urbanas, com a predição de que esses ambientes seriam caracterizados pela dominância de poucas espécies, beneficiadas pela maior disponibilidade de nutrientes na água e sedimento. Para isso, amostrou e analisou dados de

18 lagoas adjacentes ao Rio Cuiabá, compreendidas entre os municípios de Nobres e Santo Antônio de Leverger.

Michiura (2015) encontrou relações entre as variáveis físicas e químicas e a estrutura da comunidade de bivalves. A concentração de nitrato presente na água e a porcentagem de matéria orgânica do sedimento contribuem para a composição da comunidade. O aumento de nutrientes na água proporciona maior disponibilidade de algas, favorecendo a comunidade de bivalves de água doce (ATKINSON; VAUGHN, 2015). As lagoas urbanas apresentaram baixas concentrações de nitrogênio e fósforo em relação às lagoas não urbanas, com ocorrência de apenas quatro espécies das oito amostradas.

As populações de *A. trapesialis* e *A. elongatus* estiveram relacionadas positiva e significativamente com o nitrato e o aumento de porcentagem de matéria orgânica no sedimento esteve relacionado com menor abundância dessas espécies e teve efeito positivo e significativo com a variável oxigênio dissolvido. De maneira geral, os fatores ambientais investigados podem influenciar na distribuição da comunidade de bivalves de água doce, no entanto, não determinam a estrutura da comunidade em lagoas urbanas e não urbanas. Essas informações evidenciam o efeito sinérgico de variáveis que determinam a abundância das espécies em estudo, sendo necessário, em estudos de bioindicação, o monitoramento de demais variáveis que não aquela sob o interesse do estudo sobre a espécie em questão.

Invertebrados Aquáticos em campos de inundação

Em fevereiro de 2007, avaliamos a composição e o padrão de distribuição da comunidade de invertebrados aquáticos em

um ambiente que ainda não havia sido estudado no Pantanal, os corpos d'água temporários no Pirizal, próximo a Porto Cercado, em Poconé (TAMBELINI-SANTOS, 2008). Foi utilizado um sistema de amostragem denominado RAPELD, criado com o objetivo de desenvolver um método que fosse apropriado para pesquisas ecológicas de longa duração – PELD, mas que também permitisse a realização de inventários rápidos – RAP, adotado pelo PPBio e suportado pelo MCT. Uma grade constituída por 30 parcelas amostrais distribuídas em uma área de 25 km², onde cada parcela, de 250 m de comprimento, segue o contorno topográfico do solo, a fim de minimizar a variação topográfica interna, e estão distantes no mínimo 1 km uma da outra (FERNANDES; SIGNOR; PENHA, 2010). Dessas 30 parcelas, 27 encontravam-se submersas, nas quais foram amostradas e identificadas 41 taxa (ordem, família e gênero) de invertebrados aquáticos. Oligochaeta e Chironomidae foram os mais representativos da comunidade tanto em abundância como em frequência de ocorrência. Dez taxa (ordem, família e subfamília) foram considerados os mais comuns, pois ocorreram em mais de 50% dos pontos amostrados: Oligochaeta (96%), Tanypodinae (93%), Chironominae (85%), Nematoda (85%), Hydrophilidae (81%), Ampullariidae (74%), Cladocera (67%), Dytiscidae (63%), Lepidoptera (63%) e Copepoda (59%). A composição dos grupos de invertebrados mais comuns esteve relacionada à profundidade da coluna d'água e com o tamanho das partículas no solo, havendo mudança gradativa na frequência relativa das espécies ao longo dos dois gradientes. *Oligochaeta* apresentou forte relação com a profundidade, sendo a presença desses organismos limitada a parcelas onde a profundidade foi menor. Os taxa Hydrophilidae, Dytiscidae e Copepoda também apresentaram relação com a profundidade, onde a abundância desses organismos diminuiu à medida que o nível da água aumentou. As partículas

mais finas do solo (silte e argila) foram outro fator que influenciou a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos na grade do Pirizal (TAMBELINI-SANTOS; CALLIL, 2010).

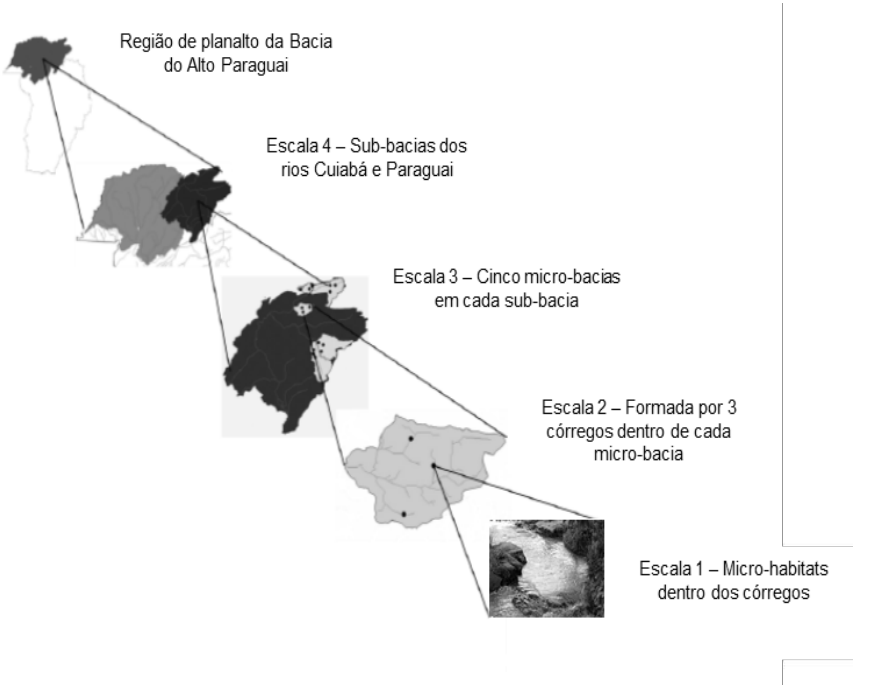
De um modo geral a grade localizada no Pirizal nos levou à compreensão de que aquele sistema seria mais eficientemente avaliado se nós tivéssemos considerado a influência dos fatores que atuam em diferentes escalas espaciais na distribuição da comunidade de invertebrados aquáticos, em que seriam levados em consideração os micro-habitats encontrados em cada parcela.

Ecorregiões Aquáticas: escalas espaciais e a diversidade beta

A classificação e o mapeamento dos sistemas de água doce são indispensáveis em uma conjectura ecorregional em que o agrupamento hierárquico de rios em unidades geográficas (ABELL et al., 2008; HIGGINS et al., 2005) é uma ferramenta que oferece uma melhor compreensão das respostas dos ecossistemas aquáticos frente aos diferentes tipos e origens de perturbações. A avaliação ecorregional foi prioridade como uma ferramenta analítica para a implementação da abordagem ecossistêmica durante a implementação do PNRH - Plano Nacional de Recursos Hídricos (MMA/CTHidro/CNPq, 2009).

A região de planalto da Região Hidrográfica do Paraguai foi considerada unidade geográfica no projeto Delineamento de Subunidades de Drenagem Ecológica na Ecorregião Pantanal, processo CNPQ nº. 511819/2005-0. O delineamento considerou a Bacia dos Rios Paraguai e Cuiabá, cinco microbacias em cada uma delas e três córregos por microbacia (Figura 3).

Figura 3. Ecossistemas aquáticos hierarquicamente organizados que incorporam em níveis sucessivos diferentes escalas espaciais

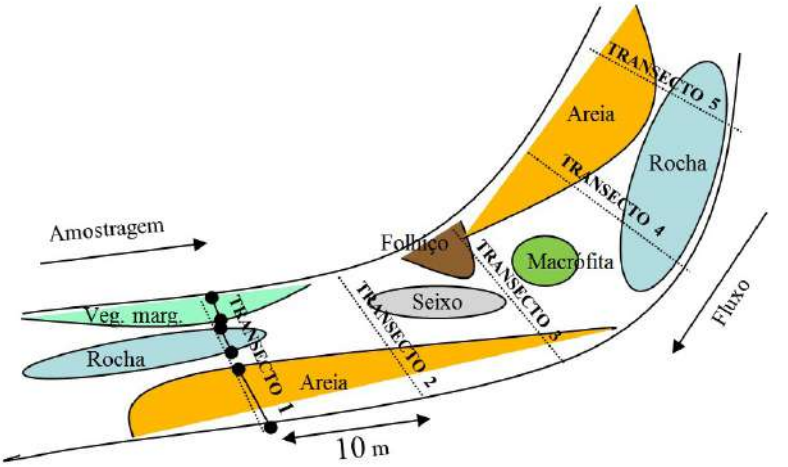


Fonte: UHDE, 2012

As amostragens de invertebrados aquáticos eram feitas em um trecho de 50 m em cada córrego, de modo a maximizar a diversidade de substratos disponíveis (Figura 4). As categorias de substratos foram estabelecidas previamente e seguiram uma classificação adaptada de Cummins (1962) e MINSHALL (1984). Os substratos encontrados foram: argila, areia, seixos, corredeiras, depósito de folhiço, vegetação marginal e vegetação submersa. Nossa intenção foi amostrar o mosaico transversal (de uma margem a outra do riacho) de tipos de substrato. Dessa forma, acessamos as mudanças na comunidade ao longo da variação natural de área ocupada por tipo de substrato nos riachos. Para isso, montamos cinco transectos transversais espaçados entre si

em 10 metros. Cada tipo de substrato foi amostrado individualmente com uma rede tipo *Subber* 0.125mm de abertura de malha e 30 cm de largura) em toda a sua extensão transversal dentro de cada transecto.

Figura 4. Delineamento amostral considerando a heterogeneidade de habitats aquáticos



Nota: Construção dos autores

Trichoptera

A fim de procurar entender como fatores que atuam em diferentes escalas espaciais influenciam a diversidade de invertebrados aquáticos pode produzir informações úteis para o estabelecimento de programa de monitoramento ambiental e estratégias de conservação da biodiversidade utilizando os registros de ocorrência de Trichoptera (MASSOLLI, 2009) a partir do banco de dados estruturado durante o programa Escorregões Aquáticas (CALLIL et al. 2011), iniciamos uma abordagem em que estimativas de diversidade alfa, beta e gama eram

utilizadas a partir de um delineamento amostral aninhado em diferentes escalas espaciais.

O motivo deste estudo foi testar se a diversidade em riachos estava distribuída aleatoriamente em diferentes escalas espaciais. O cenário foram os riachos da Bacia do Alto Cuiabá na região do planalto. O particionamento aditivo da diversidade com base em modelos nulos (CRIST et al., 2003) foi aplicado para avaliar a contribuição de cada escala espacial para a diversidade regional em quatro categorias de escalas hierárquicas: 1- categorias de tipos de substratos em cada riacho; 2-riachos contendo amostras de diferentes tipos de substrato; 3- microbacias compostas por dois riachos de uma mesma área de drenagem e 4- paisagens com diferentes intensidades de atividade pecuária e formação geológica (Figura 3). Foram coletadas 1.588 larvas distribuídas em 10 famílias e 26 gêneros.

Essa abordagem utilizada amplamente em estudos de comunidades – quando consideradas diferentes paisagens, inclusive aquelas antropizadas – também é um "bioindicador", pois demonstra diferenças na diversidade beta por consequência da variação na composição das espécies em função da heterogeneidade do ambiente (HEINO et al., 2013). A atividade pecuária foi considerada neste trabalho como média (MAP) ou baixa (BAP). Na paisagem MAP o particionamento da diversidade beta foi mais representativo entre as microbacias (β_3,38%) quando analisada a riqueza, na BAP a diferença entre riachos foi mais expressiva (β_2,42,17%). Isso quer dizer que o particionamento da diversidade demonstrou que na escala regional (microbacia e paisagem) a substituição de gêneros, representada pela riqueza de espécies, foi mais expressiva, já em escala local (tipo de

substrato) (Figura 4), o padrão de diversidade beta mais forte está relacionado às espécies dominantes (Shannon).

Santos (2014) também utilizou a abordagem de escalas espaciais, para investigar os padrões de diversidade de Trichoptera, ampliando para 12 microbacias amostradas e 36 córregos incorporando ao banco de dados incialmente trabalhado por Massoli (2009). Com delineamento amostral e analítico semelhantes, foram consideradas quatro escalas: micro-habitat (Escala 1), riachos (Escala 2), microbacias (Escala 3) e unidades de conservação (Escala 4). Foram analisadas a riqueza e a diversidade de Shannon a partir do particionamento aditivo (ALLAN, 1975; CRIST et al., 2003; LANDE, 1996). Primeiro, buscou-se identificar quais escalas espaciais estavam mais associadas à maior diversidade beta. Segundo, por meio de diferentes análises multivariadas (Escalonamento Multidimensional Não Métrico – NMDS; Análise de Componentes Principais – PCA; regressões múltiplas multivariadas), determinou-se quais fatores ambientais eram mais importantes para estruturar a comunidade de Trichoptera nas escalas de riachos (local) e microbacias (regional). Foram identificadas 4.325 larvas distribuídas em 12 famílias, 30 gêneros e 36 morfoespécies. O particionamento hierarquizado dos componentes alfa e beta apresentou um padrão diferente para as duas métricas de análises empregadas. No particionamento com riqueza, a escala que mais contribuiu para a diversidade total foi a de microbacias (25%) e de unidade de conservação (22,97%; $p<0,05$). Na análise com a diversidade de Shannon, que utiliza a riqueza e abundância relativa, a escala que mais contribuiu também foi a de microbacias, representando 18,25% ($p<0,05$) da diversidade total. A escala espacial de micro-habitat ($\beta 1$) apresentou a segunda maior contribuição, com 16,42% ($p<0,05$), seguida de riachos (15,82%; $p<0,05$). Encontramos relação da cobertura vegetal e a condutividade elétrica com a abundância (Eixo

1 - Pillai Trace= 0,58686, F= 5,6820, p= 0,029) e presença e ausência (Eixo 1 - Pillai Trace= 0,58187, F= 5,5665, p= 0,03) de larvas de Trichoptera na escala de microbacia, e nenhuma relação nas escalas de riacho. Nos diferentes níveis hierárquicos estudados, os maiores valores de diversidade beta ocorreram na escala 4, demonstrando a importância das microbacias como fontes de maior variação na estrutura da comunidade. Tal fato evidencia que amostragens nessa escala podem refletir avaliações da diversidade de Trichoptera mais eficientes. Nossos resultados demonstraram, ainda, que na escala local de riachos essa estruturação está associada à diversidade de micro-habitat e, em escalas mais amplas, à matriz vegetacional onde estão inseridas as microbacias.

Odonata

Seguindo o mesmo delineamento experimental e analítico utilizado para os Tricopteras (MASSOLI, 2009; MASSOLI; CALLIL, 2014; SANTOS, 2014) (Figura 3 e 4), também com base no banco de dados estruturado no programa Ecorregiões Aquáticas, Uhde (2012) identificou a escala espacial que mais contribui para a diversidade total de larvas de Odonata e determinou como os fatores ambientais na escala regional (uso do solo e vegetação) e local (substratos, velocidade da água e mata ciliar) influenciam a distribuição das espécies. Também identificou 920 larvas de Odonata, distribuídas em 9 famílias e 29 gêneros. Diferente dos Trichoptera, os resultados com Odonata demonstram que a escala espacial das microbacias apresenta a maior diversidade e tem papel fundamental para estruturar a composição de espécies nessa região. Quanto aos fatores ambientais, na escala regional o uso do solo com pastagens e as regiões com floresta estacional foram os principais determinantes da distribuição das larvas de Odonata,

enquanto que localmente as larvas dependem dos diferentes tipos de substratos.

A partir do programa Ecorregiões Aquáticas, introduzimos os conceitos de diversidade alfa (local), beta (medida de variação da diversidade entre locais) e gama (diversidade total) (MAGURRAN, 2013) em nossos delineamentos. A diversidade (WHITTAKER, 1960) permite calcular a variabilidade na composição das comunidades em diferentes gradientes ambientais, ecossistemas e escalas espaciais. Logo, a estimativa da diversidade beta nos abriu um novo caminho para compreender o efeito da heterogeneidade ambiental (variação nas condições abióticas de um local) (HEINO et al., 2013) em escalas locais e regionais na estrutura e composição dos invertebrados aquáticos. Aqui compreendemos que a extensão espacial e a escala estudada influenciam a força que os processos ambientais exercem sobre a diversidade beta e devem ser levadas em conta na inferência de mecanismos que governam a distribuição das espécies em ecossistemas aquáticos.

O programa Ecorregiões Aquáticas produziu um conjunto de dados robustos e de qualidade organizados e sistematizados em um banco de dados de estrutura padronizada. Todas as planilhas e publicações produzidas durante este projeto estão disponíveis à comunidade, de modo a facilitar políticas públicas relacionadas à gestão coerente dos Recursos Hídricos disponível em: http://splink.cria.org.br/manager/detail?setlang=pt&resource=CIAMT.

Interações biológicas: Moluscos exóticos x Invertebrados

Interações entre organismos de uma comunidade podem determinar a distribuição e abundância das espécies, assim como os fatores ambientais os quais exercem influência sobre essa comunidade. Os resultados dessas interações podem ser positivos ou negativos. É importante entender de que forma se processam interações entre organismos de uma comunidade e como esta é influenciada pelo ambiente, o que determina a distribuição e abundância de espécies (LOREAU et al., 2001) Na identificação de espécies funcionalmente importantes e na revelação de mecânismos subjacentes. Hoje, no entanto, incertezas como os resultados obtidos em experimentos recentes aumentam para a paisagem em níveis regionais e generalizados e em todo os tipos de ecossistemas e processos. Próvavél que um número maior de espécie seja necessário para reduzir a ambientação. Os resultados gerados dessas interações podem ser positivos, como facilitação (STRAYER et al., 1999) ou negativos, como competição (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005). Essas relações podem afetar a coexistência de diferentes guildas (conjunto de organismos), criando as chances de diferenciação de nicho, diversificação e convivência de vários níveis tróficos. Os moluscos em determinadas condições modificam o ambiente causando alterações nas taxas de nutrientes (SPOONER; VAUGHN, 2006) e transporte de materiais(BYRNES; REYNOLDS; STACHOWICZ, 2007) Alguns bivalves aumentam a complexidade do habitat e por isso são chamados de engenheiros ambientais (STRAYER, 2008). Quando esses seres encontram ambiente favorável, podem aumentar sua biomassa e induzir alterações na oferta de recursos para o restante da comunidade bentônica (ATKINSON et al., 2011).

Com interesse nas relações interespecíficas, Beliene (2015) avaliou o efeito de variáveis físicas e químicas em oitolagoas adjacentes ao Rio Cuiabá e considerou, além dos efeitos de variáveis ambientais, as relações entre bivalves e gastrópodes sobre as comunidades de invertebrados aquáticos. Considerando os serviços ecossistêmicos que os bivalves exercem nos ambientes aquáticos, ele supôs que os bivalves têm um efeito positivo sobre os demais invertebrados aquáticos, por outro lado, devido ao comportamento invasor do exótico *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774), esse caramujo asiático interferiria negativamente sobre tais organismos. Aplicando delineamento padronizado, Beliene (2015) amostrou e identificou na Unidade Taxonômica ao nível de ordem – UTO 9.014 invertebrados aquáticos, distribuídos entre 16 táxons, dentre estes, sete espécies de bivalves e uma de gastrópode. Quando avaliadas as variáveis ambientais, inicialmente, as lagoas apresentavam características distintas da água e do sedimento, porém os resultados mais relevantes foram que a abundância total de invertebrados aquáticos diferiu na presença e ausência de bivalves ($F=88.73 > P=1.95e-07$) e *M. tuberculatus* ($F=5.77 > P=0.0297$).

Os resultados mais expressivos foram que as larvas de libélula da ordem Zygoptera, as minhocas (Oligochaeta) e um outro tipo de invertebrado que também tem uma conchinha mas não é molusco, os Ostrachoda, responderam positivamente à presença de bivalves. As larvas de mosquitos (Chironomidae e Ceratopogonidae) e minhocas aquáticas (Oligochaeta) responderam negativamente à presença do caramujo M. tuberculatus. Apesar de nem sempre as relações de competição entre exóticos e nativos serem negativas (MARÇAL; CALLIL, 2008; UHDE; MASSOLLI; CALLIL, 2012), alguns estudos apontam para e redução da densidade de nativos (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005), inclusive demonstrando que *M. tuberculatus* afeta negativamente

a fauna bentônica (MORENO; CALLISTO, 2006), podendo induzir deslocamento, desaparecimento ou redução dos organismos nativos (PINO; LÓPEZ; IANNACONE, 2010).

Índices Bióticos: Invertebrados em ATTZ

Invertebrados aquáticos são usados como indicadores da qualidade ambiental, e a aplicação desses indicadores quase sempre se dá por meio de índices. O BMWP – Biological Monitoring Working Party sintetiza um conjunto de critérios para isso (HAWKES, 1997) Com o propósito de aplicar índices de qualidade ambiental, Chagas (2012) utilizou a composição de invertebrados aquáticos em campos inundáveis - ATTZ no Pantanal de Poconé. Um campo inundável, no Pantanal, é provavelmente o ambiente mais dinâmico em relação à composição e estrutura das comunidades que ali se encontram. Nesse contexto, duas condições tiveram que ser levadas em conta: i) pouco se sabia do processo de substituição das espécies durante as fases de transição do sistema aquático para o terrestre, e ii) os índices biológicos baseiam-se na somatória de valores de tolerância (sensibilidade a poluentes orgânicos) atribuídos a cada grupo de invertebrados de acordo com sua capacidade de sobreviver em diferentes situações de qualidade de água (BISPO et al., 2006; FERNANDES, 2007). Por isso foi necessário um delineamento que permitisse amostrar fase de transição do ambiente aquático para o terrestre e entender como se dava a substituição de espécies perante esse fenômeno. O objetivo de Chagas (2012) era avaliar a estrutura e composição da comunidade, em macrófita, sedimento e coluna d'água; durante o período de vazante. E então, a partir desse conjunto de dados, adequar e aplicar índices bióticos de qualidade ambiental, com o intuito de diagnosticar qual

desses seria mais indicado, e assim definir prioridades de manejo e conservação para aquele tipo de ambiente.

Os invertebrados aquáticos foram analisados em termos de riqueza e abundância de espécies, variação temporal, biomassa. Os índices bióticos aplicados foram BMWP, BMWP ASPT e HFBI; já SWAMPS, foi aplicado para as amostras de cada ponto amostral.

Neste estudo, foram coletados 5.982 invertebrados aquáticos totalizando 44 táxons, distribuídos em quatro filos: Nematoda, Mollusca (Gastropoda e Bivalvia), Annelida (Hirudinea e Oligochaeta) e Arthropoda (Insecta). Os insetos foram os mais representativos em riqueza, sendo identificadas 6 ordens e 27 famílias, destas, 18 foram identificadas até o nível de gênero (CHAGAS, 2012). A riqueza e a abundância foram mais representativas nas macrófitas, com 3.344 indivíduos, seguidos da coluna d'água (2.004) e no sedimento (1.129) indivíduos. Comprovadamente os habitats determinam a composição de invertebrados aquáticos. Um fator de relevância neste estudo foi a composição da macrofauna nos três tipos de habitats em relação ao período de inundação (F1 cheia e F2 vazante). Na maioria dos substratos a maior abundância esteve em F1 e a maior riqueza em F2. Inúmeros fatores podem ter influenciado uma ampla gama de habitats, densidade alta de macrófitas, proporcionando recursos e proteção, criando assim mais áreas a serem povoadas.

Embora os resultados obtidos pelos índices analisados sejam os esperados, é importante levar em consideração alguns aspectos: os índices BMWP, ASPT e HFBI são índices adaptados para córregos e riachos de regiões temperadas. Há necessidade de reformulação e adequação para a nossa área de estudo. Poderíamos então determinar uma qualidade regular para as amostras. Portanto, é necessário precaução

ao caracterizar essas áreas amostradas quanto a sua qualidade. Para um melhor aproveitamento dos índices, são necessários mais estudos para possibilitar uma melhor adaptação para região de ATTZ.

Grupos funcionais

Compreender como os invertebrados aquáticos funcionam nos ecossistemas é um interesse científico da década de 1970 (CUMMINS; LAUFF, 1969). Como mencionamos, esses organismos fazem parte do metabolismo nos ecossistemas, participando da ciclagem de nutrientes, fragmentando a matéria orgânica, facilitando a ação de micro decompositores (CALLISTO et al., 1998; ALLAN; CASTILLO, 2007). Além disso, são muito importantes no fluxo de energia, constituindo a maior fonte alimentar de outros invertebrados, insetos e peixes. O RCC – Conceito do Rio Contínuo, proposto por Vannote et al. (1980), pretendia estabelecer rigorosamente uma relação estrutural e funcional para descrever a sucessão de espécies ao longo de um gradiente hidrológico da cabeceira até a foz, concomitantemente à substituição dos recursos alóctones pelos autóctones resultando na estrutura funcional das comunidades. Pádua (2008) estimou e comparou a composição e densidade de grupos tróficos funcionais (GTF) de invertebrados aquáticos associados a diferentes micro-habitats (Figura 4) em seis riachos pertencentes à Bacia do Alto Cuiabá. Os dados trabalhados neste estudo foram oriundos do projeto Ecorregiões Aquáticas, quando as amostras eram triadas e identificadas em nível taxonômico de família. Os grupos tróficos funcionais em invertebrados aquáticos são classificados com base na associação entre variações de adaptações morfológicas e comportamentais associadas à alimentação e às categorias de recursos alimentares. Essas categorias

consideram: i) tamanho da partícula: detritos grossos (CPOM) ou finos (FPOM) formados por matéria orgânica e microrganismos associados, ii) presença de clorofila: perifiton; macrófitas aquáticas e iii) presas: presença de animais ou parte destes. A classificação dos taxa de acordo com o GTF que aborda elencou seis categorias: fragmentador, raspador, coletor-catador, coletor-filtrador, predador e filtrador (CALLISTO; MORENO; BARBOSA, 2001; CUMMINS; LAUFF, 1969; POI DE NEIFF,; CARIGNAN, 1997).

A homogeneidade na composição dos grupos tróficos funcionais dos invertebrados aquáticos nos diferentes micro-habitats foi testada (MRPP – procedimento de permutação multirresposta). Pádua (2008) observou que entre areia e vegetação marginal o agrupamento se deu pela alta densidade de organismos predadores, enquanto que entre os micro-habitats argila e folhiço, seixos e folhiço, ocorreram mais coletores-filtradores. Em troncos submersos e folhiço, o GTF que se sobressaiu foi o coletor-catador e em vegetação marginal x rocha exposta foram semelhantes quanto à densidade de raspadores.

Essa abordagem de grupos tróficos funcionais foi substituída pela expressão *diversidade funcional* (CALAÇA; GRELLE, 2016), definida como um dos componentes da biodiversidade que leva em conta as diferenças morfológicas, ecológicas e comportamentais entre as espécies e indivíduos e tem sido considerada uma importante medida para avaliar a influência das espécies nos processos ecológicos ou a influência de distúrbios (ERNST; LINSENMAIR; RÖDEL, 2006; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Informações sobre os fatores que afetam a estrutura e diversidade funcional de assembleias de invertebrados aquáticos são, portanto, não só vitais para a compreensão da base ecológica e conservação da biodiversidade, mas também como

referências para o monitoramento, na restauração e manutenção de ecossistemas límnicos (ROSENBERG; RESH, 1993; HEINO, 2005).

Processos ambientais x história de vida

O que a produção de gametas de um bivalve tem a ver com bioindicadores?

Discutimos até o momento o efeito de fatores ambientais sobre os atributos da diversidade: presença-ausência, padrão de distribuição de uma espécie ou conjunto de espécies (TAMBELINI-SANTOS, 2008; UHDE, 2012; SANTOS, 2014) como indicadores ambientais. Explicando melhor: a compreensão de eventos ambientais, previsíveis ou estocásticos, determinando a ocorrência ou não de espécies, pode ajudar a compreender os impactos ambientais e por consequência auxiliar a estabelecer medidas de mitigação, manejo ou recuperação do ambiente impactado (CHAGAS 2012; MASSOLI, 2009). Processos biológicos, principalmente os relacionados aos atributos da história de vida, tais como reprodução, crescimento e manutenção, quando compreendidos à luz da dinâmica do ambiente onde ocorrem (CALLIL et al., 2018), podem demonstrar que algo está diferente e, assim, exercerem eficientemente o papel de indicadores ambientais. Desde os estudos iniciais com bivalves nativos na Baía do Poço (CALLIL, 2003), localizada à margem do Rio Cuiabá, já havia sido sinalizado que o ciclo gametogênico, um dos atributos para descrever a reprodução de uma espécie, poderia ser uma ferramenta para compreensão do ambiente. A relação aqui demonstrada é a de que se o ambiente modela a dinâmica

reprodutiva e, se alterado, irá repercutir no padrão reprodutivo inicialmente observado. Desde então, inúmeros estudos vêm sendo desenvolvidos, não com o objetivo primeiro no que tange à aplicação estrita do conceito de bioindicador, mas com as premissas de entender como a estratégia reprodutiva da espécie é afetada pelo ambiente em que ocorre (fenologia).

Os estudos do ciclo reprodutivo com o mexilhão dourado, com o intuito de entender como e quando ocorre a produção de gametas (CALLIL et al., 2012), foram monitorados simultaneamente em 10 pontos amostrais compreendendo o amplo gradiente espacial no qual havia registros de ocorrência deste Mitylidae. Na região Sul do Brasil, foram monitorados quatro pontos amostrais ao longo do Rio Guaíba; na região Sudeste, dois pontos foram monitorados no Rio Paraná;na região Centro-Oeste, dois locais foram monitorados no Rio Paraguai, em Porto Murtinho e Corumbá (MS), e também no Rio Cuiabá: em Cáceres, Porto Jofre e Porto Cercado (MT), sendo que nestes dois últimos não houve registro de populações ativas. Nessa dimensão geográfica, a produção de gametas nem sempre ocorreu sincronizada em escala local, e diferenças significativas foram demonstradas em escala regional. O mexilhão dourado responde às alterações que ocorrem no ambiente, as quais impõem mudanças sobre a reprodução (CALLIL, et al., 2011).

Estendendo os estudos sobre processos biológicos relacionados à reprodução, começamos a questionar como uma determinada espécie usa a energia obtida pela disponibilidade de recursos entre se manter, crescer e se reproduzir. Alocação de energia é um ponto chave na discussão quando se fala em teoria de história de vida e tem sido usada para prever como os investimentos nos traços da história

de vida podem covariar em resposta ao ambiente em mudança, conceitualmente conhecido como *trade off* (STEARNS, 1989). Determinar como, quando e por que a alocação de energia ocorre, com base em diferentes traços do histórico de vida, fornece conhecimento básico para entender a evolução, ecologia e conservação das populações. Para adentrar esse universo teórico, usamos o bivalve *A. trapesialis* e monitoramos a maturação dos gametas no período de incubação das larvas em ambientes instáveis (CALLIL et al., 2018). A partir de análises histológicas de gametas, contagem de larvas, e incremento marginal dos anéis de crescimento, evidentes em suas conchas, nos perguntamos se essa espécie interromperia seu crescimento para alocar energia para a reprodução ou se o ambiente seria o principal fator modelador desses atributos da história de vida dessa espécie. Já sabíamos que *A. trapesialis* era um hermafrodita funcional (CALLIL; MANSUR, 2007), com maturação e desova começando no final do período de cheia (CALLIL et al., 2012) quando a água começa a recuar e os peixes retornam ao canal principal do rio. Como previmos, o pulso de inundação é o principal ator regulador para os padrões de crescimento e reprodução que se alternam em equilíbrio dinâmico imposto pela sazonalidade do Pantanal.

Banco de dados, produtos e possibilidades futuras

Perguntas ecológicas podem ser investigadas de diferentes maneiras, tendo como um importante componente a escala espacial utilizada. O nível de abrangência do estudo permite inferências que podem subsidiar medidas de gestão para conservação das espécies e habitats envolvidos. Em outras palavras, quanto maior for o número de informações, maior a chance de as medidas ambientais serem efetivas.

Entretanto, obter informações em grandes escalas espaciais em um curto período não é fácil, principalmente devido ao elevado custo financeiro e à escassez de recursos para pesquisa. Uma das alternativas é estruturar, disponibilizar e utilizar banco de dados em diversas plataformas.

A estruturação de um banco de dados é composta por etapas que abrangem desde coletas de dados primários, levantamentos de dados secundários e organização das informações. Os dados primários são obtidos em campo, por meio da amostragem de organismos e variáveis de diversas categorias. Os dados secundários são obtidos a partir de consulta em instituições de pesquisa como museus, universidades, institutos, fundações ligadas ao ensino e pesquisa científica, organizações governamentais e não governamentais (por meio de relatórios), artigos científicos publicados em periódicos e livros, dentre outras, dados no formato impresso ou digital. O conjunto de dados secundários de maior confiabilidade deve estar associado às informações contidas em teses, dissertações, monografias e coleções de organismos aquáticos que envolvem a região de estudo.

De maneira geral, as informações disponíveis nos bancos de dados devem, sobretudo, ser passíveis de comparações, ou seja, as amostras devem ter sido obtidas de forma padronizada. Há mais de 20 anos, pesquisas desenvolvidas na UFMT, hoje no denominado EcoBiv – Grupo de Pesquisas em Ecologia e Conservação de Bivalves, vêm investigando as comunidades de invertebrados aquáticos da Bacia da BHC, baseado em todos os projetos indicados na Figura 2 e destacados no decorrer deste texto. Todos os organismos e dados acumulados foram oriundos de delineamentos amostrais padronizados e sistematizados e estão disponíveis na Coleção Zoológica, Setor Invertebrados

Aquáticos – CIAMT, da Universidade Federal de Mato Grosso. Esse esforço, somatório de diversos pesquisadores e estudantes, com auxílio de cooperações nacionais e internacionais, permitiu a formação de um extenso e robusto banco de dados de organismos aquáticos da nossa região, sendo a BHC, especialmente na parte baixa no Pantanal, a área mais estudada do Estado de Mato Grosso, como mencionado anteriormente.

Atualmente, temos disponível a composição das comunidades de Odonata e Trichoptera, identificados em nível específico, quando não em nível de gênero, todos validados por especialistas nesses dois grupos. Ainda há registros dos demais grupos de invertebrados aquáticos amostrados, porém identificados apenas na menor unidade taxonômica operacional – UTO possível. Ao banco de dados foram somadas informações sobre as condições físicas e químicas da água no momento de captura dos organismos, além do micro-habitat em que ocorriam. Para esses dois grupos, Odonata e Trichoptera, são 5.245 indivíduos, 21 famílias, 59 gêneros, abrangendo 36 riachos amostrados em 12 microbacias (UHDE; 2012, SANTOS; 2014). Para bivalves de água doce, um dos grupos mais ameaçados (LOPES-LIMA et al., 2018). O banco de dados compreende mais de 60 unidades amostrais, distribuídas entre riachos e lagoas, nas regiões de planície e planalto da BHC. Ao todo são 7.498 indivíduos de bivalves, distribuídos em 27 espécies, compreendendo 2 ordens, 4 famílias e 13 gêneros.

Com um grande banco de dados é possível responder a diversas questões, como padrões de distribuição das espécies, que permitem a reconhecimento de lacunas de amostragens e informações biológicas. Permite, ainda, investigar como as espécies respondem às condições e alterações ambientais. Assim, todas as inferências da

relação espécie x ambiente são com base em ampla escala espacial e grande número de observações. Passamos a identificar, utilizando-nos de diversas abordagens e um banco de dados robusto, como as características ambientais moldam as comunidades ecológicas, obtendo assim indicadores reais a partir dos atributos locais e regionais. Por fim, acreditamos que a padronização, o compartilhamento e a disponibilização dos dados é um dos caminhos para a detecção de alterações nos padrões de distribuição, uma importante ferramenta para a conservação das espécies e para o manejo adequado de ecossistemas.

Considerações finais

O termo "indicador" é frequentemente usado na interface entre ciência e política (HEINK; KOWARIK, 2010), embora exista uma grande demanda por definições claras de termos técnicos tanto em uma quanto na outra, o significado de indicador ainda é ambíguo. Nesta contribuição, analisamos diferentes significados do termo atuando com várias abordagens em ecologia. Determinamos que as maneiras pelas quais o indicador é definido são muito diferentes, portanto sugerimos aqui que uma definição ampla do termo é viável. Recomendamos a distinção entre indicadores como componentes ecológicos, em escalas como: unidades (indivíduos ou populações), estruturas (comunidades) ou processos ecológicos, como medidas, ou seja, propriedades de um fenômeno, corpo ou substância ao qual uma magnitude pode ser atribuída, disponibilizando então indicadores descritivos e normativos. Esse esclarecimento evita que o termo "indicador" se torne uma palavra de ordem sem sentido, garante a melhora da comunicação entre as partes interessadas e a testabilidade de teorias que incluem indicadores. Para evitar problemas com base em diferentes entendimentos do termo

e para manter a integridade em seu uso, aconselhamos sempre fornecer uma definição do termo indicador.

Referências

ABELL, R. et al. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. **BioScience**, v. 58, nº5, p. 403, 2008. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article-lookup/doi/10.1641/B580507>.

ALLAN, J.D. Components of diversity. **Oecologia**, v. 18, nº. 4, p. 359-367, 1975.

ALLAN, D.J.,CASTILLO, M.M. **Stream Ecology. Structure and function of running waters**. Springer Netherlands, 2007.

ATKINSON, C.L. et al. Suspended material availability and filtration-biodeposition processes performed by a native and invasive bivalve species in streams. **Hydrobiologia**, v. 667, nº1, p. 191-204, 2011.

ATKINSON, C.L.; JULIAN, J.P.; VAUGHN, C.C. Species and function lost: Role of drought in structuring stream communities. **Biological Conservation**, v. 176, p. 30-38, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.029>.

ATKINSON, C.L.; VAUGHN, C.C. Biogeochemical hotspots: Temporal and spatial scaling of the impact of freshwater mussels on ecosystem function. **Freshwater Biology**, v. 60, nº 3, p. 563-574, 2015.

BELIENE, G.H. **Efeitos de bivalves, gastrópodes e fatores ambientais sobre a abundância de macroinvertebrados em lagoas adjacentes ao Rio Cuiabá**. 2015. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso, MT.

BISINOTI, M.C.; JARDIM, W.F. O comportamento do metilmercúrio (METILHg) no ambiente. **Química Nova**, v. 27, nº4, p. 593-600, 2004.

BISPO, P.C. et al. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, nº2b, p. 611-622, 2006. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16906293%5Cnhttp://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842006000400005&lng=en&nrm=iso&tlng=en>.

BONADA, N. et al. DEVELOPMENTS IN AQUATIC INSECT BIOMONITORING: A Comparative Analysis of Recent Approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, nº1, p. 495-523, 2006. Disponível em: <http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>.

BYRNES, J.E.; REYNOLDS, P.L.; STACHOWICZ, J.J. Invasions and extinctions reshape coastal marine food webs. **PLoS ONE**, v. 2, nº 3, p. 1-7, 2007.

CALAÇA, A.M.; GRELLE, C.E.V. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecologia Australis**, v. 20, nº4, p. 401–416, 2016.

CALLIL, C.T. et al. Influence of the flood pulse on reproduction and growth of Anodontites trapesialis (LAMARCK, 1819) (Bivalvia: Mycetopodidae) in the Pantanal wetland, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 810, nº1, p. 433-448, 2018.

CALLIL, C.T.; JUNK, W. Aquatic Gastropods as Mercury Indicatorsin the Pantanal of Poconé Region (Mato Grosso, Brasil). **Water, Air, & Soil Pollution**, p. 319–330, 2001. Disponível em: <http://www.springerlink.com/index/G524N178273L4P24.pdf>. Acesso em: 6 jan. 2013.

CALLIL, C.T.; JUNK, W.J. Concentração e incorporação de mercúrio por moluscos bivalves Anodontites trapesialis (LAMARCK, 1819) e Castalia ambigua (LAMARCK, 1819) do Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Biociências (Porto Alegre)**, v. 7, nº1, p. 3-28, 1999.

CALLIL, C.T.; JUNK, W.J. Gold mining near Poconé: Environmental, social and economic impact. In: JUNK, W.J. et al. (org.).**Pantanal Ecol. Biodivers. Sustain. Manag. a large Neotrop. Seas. Wetl.**[S.l: s.n.], 2009. p. 127-141.

CALLIL, C.T.; MANSUR, M.C.D. Gametogênese e dinâmica da reprodução de Anodontites trapesialis (LAMARCK) (Unionoida, Mycetopodidae) no lago Baía do Poço, planície de inundação do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, nº3, p. 825-840, 2007.

CALLIL, C.T. **Base de dados direcionada à elaboração de um programa de monitoramento de águas continentais utilizando moluscos bivalves**. 2003. Tese (Doutorado em Biociências) – Instituto de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

CALLIL, C.T.; MATHEUS, L.A.; FIGUEIREDO, M.A.; SANTOS, M.T. **Delineamento de subunidades de drenagem ecológica na Ecorregião Aquática Paraguai-Pantanal**. Relatório de pesquisa CNPq, 2011.

CALLIL, C.T.; TEIXEIRA, A.L.; PINILLOS, A.C.M. ; SOARES, V. A gametogênese em *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). In: MANSUR, M.C.D. (org.). **Moluscos límnicos invasores no Brasil**. Porto Alegre: Redes Editores, 2012, p. 91-92.

CALLIL, CT.; MANSUR, MCD; PINHEIRO, C.; OLIVEIRA, M.; TAKEDA, A. Spatial and temporal variations in gametogenesis of *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857) in Brazil. In: 2ND WORLD CONFERENCE ON BIOLOGICAL INVASIONS AND ECOSYSTEM FUNCTIONING, Mar Del Plata, Argentina, 2011. **Abstract Book**. Disponível em: http://www.grieta.org.ar/biolief/

CALLISTO, M. et al. Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small Rivers ('Igarapés') in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia. **Amazoniana**, v. 15, nº1-2, p. 1-9, 1998.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F.A.R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, nº 2, p. 259-266, 2001. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-71082001000200008&lng=en&tlng=en>.

CHAGAS, E. **Composição de invertebrados aquáticos e Avaliação de Índices bióticos em campos inundáveis no Pantanal de Poconé**. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Gestão e Perícia Ambiental) - Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

COLLE, A. C. **Composição e estrutura da assembleia de bivalves bentônicos em lagoas perenes na Bacia do Rio Cuiabá, Pantanal de Mato Grosso, Brasil**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

COLLE, A.C.; CALLIL, C.T. Environmental influences on the composition and structure of the freshwater mussels in shallow lakes in the Cuiabá River floodplain. **Brazilian journal of biology = Revista Brasleira de Biologia**, v. 72, nº2, p. 249-56, maio 2012. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22735131>.

CRIST, T.O. et al. Partitioning Species Diversity across Landscapes and Regions: A Hierarchical Analysis of a, b, and g Diversity. **The American Naturalist**, v. 162, nº6, p. 734-743, 2003.

CUMMINS, K.W. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. **The American Midland Naturalist**, v. 67, nº2, p. 477-504, 1962.

CUMMINS, K.W.; LAUFF, G.H. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. **Hydrobiologia**, v. 34, nº2, p. 145-181, 1969.

DOUDA, K. Effects of nitrate nitrogen pollution on Central European unionid bivalves revealed by distributional data and acute toxicity testing. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**,

v. 20, nº2, p. 189-197, mar. 2010. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.1076>.

EILERS, V.; OLIVEIRA, M.D. de; ROCHE, K.F. Density and body size of the larval stages of the invasive golden mussel (Limnoperna fortunei) in two neotropical rivers. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, nº 3, p. 282-292, 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2011000300007&lng=en&tlng=en>.

ERNST, R.; LINSENMAIR, K.E.; RÖDEL, M.O. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. **Biological Conservation**, v. 133, nº 2, p. 143-155, 2006.

FERNANDES, A.C.M. **Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade de Água: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica**. 2007. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília.

FERNANDES, I.M.; SIGNOR, C.A.; PENHA, J. **Biodiversidade no pantanal de Poconé**. [S.l: s.n.], 2010.

GOULART, E.M.A. **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais: Projeto Manuelzão**. Coopmed, Belo Horizonte, 2003. p.555-567.

HAWKES, H. Origin and development of the biological monitoring working party score system. **Water Research**, v. 32, nº3, p. 964-968, 1997.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, nº. 3, p. 584-593, 2010.

HEINO, J. et al. Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. **Freshwater Science**, v. 32, nº1, p. 142-154, 2013. Disponível em: <http://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1899/12-083.1>.

HEINO, J. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. **Freshwater Biology**, v. 50, nº 9, p. 1578-1587, set. 2005. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2005.01418.x>.

HIGGINS, J.V. et al. A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. **Conservation Biology**, v. 19, nº 2, p. 432-445, 2005. Disponível em: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-16244379846&partnerID=40&md5=26c0174e48755bb8cdf6293755f34c0f>.

HYLANDER, L.D. et al. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: Influence of season and water parameters. **Science of the Total Environment**, v. 261, nº1-3, p. 9-20, 2000.

LANDE, R. Statistics and Partitioning of Species Diversity, and Similarity among Multiple Communities. **Oikos**, v. 76, nº1, p. 5, maio 1996. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/3545743>.

LEITE, M.C.S. **Influência do ciclo reprodutivo no crescimento de *Anodontites trapesialis* (Lamarck, 1819) (Bivalvia:Mycetopodidae): Uma comparação temporal na lagoa Baia do Poço, Pantanal de Mato Grosso**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

LOPES-LIMA, M. et al. Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. **Hydrobiologia**, v. 810, nº1, p. 1-14, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3486-7>.

LOREAU, M. et al. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science (New York, N.Y.)**, v. 294, nº5543, p. 804-808, 2001.

MAGURRAN, A.E. **Measuring Biological Diversity**. John Wiley & Sons, 2013.

MALM, O.; GUIMARÃES, J.R.D. Avaliação da contaminação dos peixes nos corpos hídricos próximos à cidade de Poconé, MT. In: **Projeto de avaliação de riscos à saúde na região amazônica relacionados**

com a contaminação ambiental por mercúrio. Relatório técnico. Brasília: 1996.

MANSUR, M.C.D.; CALLIL, C.T.; CARDOSO, F.R.; SANTOS, C.P.; IBARRA, J.A.A. Retrospectiva e mapeamento da invasão de espécies de *Corbicula* do sudeste asiático, na América do Sul (MOLLUSCA, BIVALVIA, VENEROIDA, CORBICULIDAE). In: SOUZA, R.; SILVA, J. (org.). Água de Lastro e Bioinvasão. Rio de Janeiro: 2003a. p. 20-41.

MANSUR, M.C.D.; QUEVEDO, C.B.; SANTOS, C.P.; CALLIL, C.T. Prováveis vias de introdução de *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857) (MOLLUSCA, BIVALVIA, MYTILIDAE) na bacia da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul e novos registros de invasão no Brasil, pelas bacias do alto Paraná e Paraguai. In: SOUZA, R.; SILVA, J. (org.). **Água de Lastro e Bioinvasão**. Rio de Janeiro: 2003b, p. 1-19.

MANSUR, M.C.D.; CALLIL, C. T.; AGUIAR, E. P.; PEDROSO, L. M. G. **Inventário dos bivalves límnicos do Rio Cuiabá (MT, Brasil) como subsídio para o reconhecimento da integridade ecológica**. Relatório Técnicos, FAPEMAT/DCR, 2006.

MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; PEREIRA, D.; PAZ, I.C.P.; ZURITA, M.L.L.; RODRIGUEZ, M.T.R.; NEHRKE, M.V., BERGONCI, P.E.A. **Moluscos límnicos invasores no Brasil**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012.

MARÇAL, S.F.; CALLIL, C.T. Structure of invertebrates community associated with Eichhornia crassipes Mart. (Solms-Laubach) after the introduction of Limnoperna fortunei (DUNKER, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the Upper Paraguay River, MT, Brazil. **Acta Limnologica. Bras.**, v. 20, nº4, p. 359--371., 2008.

MARÇAL, S.F. ; CALLIL, C.T. *Limnoperna fortunei* associada a macrófitas aquáticas na bacia do Rio Paraguai, Mato Grosso. In: MANSUR, M. C. D. (org.). **Moluscos límnicos invasores no Brasil**. Porto Alegre: Redes Editores, 2012, p. 176-182.

MARÇAL, S.F.; CALLIL, C.T.; SANTOS, R.C.L. Trichoptera (Insecta) in water hyacinth roots: evaluation of the influence of exotic mussel and environmental factors. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, nº 4, p. 341-355, 2015.

MASSOLI, E.V. **Particionamento da diversidade de larvas de Trichoptera (Insecta) em riachos da Bacia do Alto Rio Cuiabá.** 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

MASSOLI, E.V.; CALLIL, C.T. Hierarchical analysis of the diversity of Trichoptera in the headwaters of the Cuiabá river basin, Brazil. **International Review of Hydrobiology**, NULL, v. 99, nº 3, p. 236-243, 2014.

MICHIURA, A.W. **Fatores ambientais que afetam a distribuição e estrutura populacional de bivalves límnicos em lagoas adjacentes ao Rio Cuiabá**. 2015. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso.

MINSHALL, G.W. Aquatic insect-substratum relationships. In RESH, V. H.; ROSENBERG, D.M. (org). **The Ecology of Aquatic Insects**. New York, 1984. p 358-400.

MORENO, P.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 560, nº1, p. 311-321, 2006.

NOGUEIRA, F.M.B. **O método de análise funcional de ecossistemas caso de estudo: Bacia do Rio Bento Gomes (Pantanal de Poconé, MT), com ênfase nas funções ambientais afetadas pela mineração de ouro.** 1995. Universidade Federal de São Carlos, Brazil, 222 pp.

PÁDUA, M.C.A. **Diversidade de habitats e grupos tróficos funcionais de invertebrados aquáticos em riachos da Bacia do Alto Cuiabá, Mato Grosso, Brasil**. 2008. Trabalho de Conclusão de

Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas - Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

PAIVA, S.L.P.; SANTOS, R.C.L.; CALLIL, C.T. Tendencias de las investigacionescientíficas acerca del bivalvo Limnico invasor, Limnoperna fortunei (DUNKER, 1857) em Brazil. In: CASELES-OSORIO, A.; MARÇAL, S.F.; OVANDO, X.M.C.; POSADA-GARCIA, J.A. (org), **Humedales Tropicales, espécies invasoras y salud.** INVAWET 2015-2018 del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, CYTED (Madrid – España), 2018. 456 pp. Disponible en: www.invawetcyted.org

PÉREZ, G.R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. [S.l: s.n.], 1996.

PINO, J.; LÓPEZ, F.; IANNACONE, J. Impacto ambiental en las proporciones de especímenes machos en poblaciones partenogenéticas de Melanoides tuberculata (Muller 1774) (Prosobranchia: Thiaridae) en el Perú. **The Biologist (Lima)**, v. 8, n°2, p. 139-149, 2010.

POI DE NEIFF, A. AND CARIGNAN, R. Macroinvertebrates on Eichhornia crassipes roots in two lakes of the a River floodplain DS. **Hydrobiologia**, v. 345, nº1990, p. 185-196, 1997. Disponível em: <http://www.springerlink.com/index/R00709W2847L764U.pdf>.

QUINTANA, M.G. **Fauna amenazada del Paraguay**. Ministerio de Agricultura y Ganaderia, Direccion de Parques Nacionales y Vida Silvestre Fundacion Moisés Bertoni, Asunciónº1998. 77p.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.

SANTOS, R.C.L. **Diversidade de Trichoptera KIRBY, 1813 em diferentes escalas espaciais da Bacia do Alto Paraguai**. 2014. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso.

SAX, D.F.; STACHOWICZ, J.J.; GAINES, S.D. **Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution, and Biogeography**. Sunderland ed. [S.l: s.n.], 2005. Disponível em: <http://bioscience.oxfordjournals.org/>.

SPOONER, D.E.; VAUGHN, C.C. Context-dependent effects of freshwater mussels on stream benthic communities. **Freshwater Biology**, v. 51, nº6, p. 1016-1024, 2006.

STEARNS, S.C. Trade-offs in life-history evolution. **Functional Ecology**, v. 3, p. 259-268, 1989. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2005.01418.x>.

STRAYER, D.L. et al. Transformation of freshwater ecosystems by bivalvesa case study of zebra mussels in the Hudson River. **BioScience**, v. 49, nº1, p. 19, 1999.

STRAYER, D.L**. Freshwater Mussel Ecology: A Multifactor Approach to Distribution and Abundance**. Edition: 1. University of California Press, 2008.

TAMBELINI-SANTOS, M. **Estrutura da comunidade macroinvertebrados bentônicos em uma área de planície alagável no Pantanal de Poconé, MT**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

TAMBELINI-SANTOS, M.; CALLIL, C. T. Invertebrados Aquáticos. In: Fernandes, I.M.; Signor, C.A.; Penha, J. (org.). **Biodiversidade no Pantanal de Poconé.** Cuiabá: Centro de Pesquisa do Pantanal, 2010. 196 p.

UDHE, V.; MASSOLI JR., E.V.; CALLIL, C.T. 2012a. Efeito do macrofouling sobre a comunidade de invertebrados aquáticos. In: MANSUR, M.C.D. (org.). **Moluscos límnicos invasores no Brasil**. Porto Alegre: Redes Editores, 2012, p. 208-214.

UHDE, V. **Diversidade e distribuição de Larvas de Odonata em múltiplas escalas espaciais: Influencias Regionais e Locais**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37, p.130-137, 1980.

VIEIRA, L.M. **Avaliação dos níveis de Mercúrio na cadeia trófica como indicador de sua biomagnificação em ambientes aquáticos na região do Pantanal.** 1990. Tese de Doutorado, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

VILLÉGER; MASON; MOUILLOT. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framwork in functional ecology. **Ecology**, v. 89, nº8, p. 2290-2301, 2008.

WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.

Capítulo 10 -

o pulso de inundação, os peixes e a pesca

Lucia Aparecida de Fátima Mateus

Jerry Magno Ferreira Penha

Introdução

A fauna tropical sul-americana de peixes de água doce é uma das mais ricas do mundo. Os peixes são os vertebrados mais abundantes nos grandes sistemas fluviais tropicais e, dessa forma, exercem função importante no fluxo de energia, ciclagem de nutrientes e equilíbrio ecológico. Constituem, por exemplo, a base da alimentação de répteis, aves, mamíferos e dos próprios peixes carnívoros, além de atuarem como agentes dispersores de sementes (SANTOS; FERREIRA; ZUANON, 1991; CATELLA, 1992; CORREA et al., 2015, 2016).

No Rio Cuiabá, somado à importância ecológica, os peixes constituem-se em um recurso natural de grande valor econômico e cultural para os seres humanos da região. Várias espécies são utilizadas como alimento, sustentando a pesca de subsistência e comercial; outras são capturadas para o comércio de peixes ornamentais; além de serem utilizadas para a pesca esportiva, atraindo recursos por meio do turismo.

A pesca no Rio Cuiabá concentra-se sobre poucas espécies, principalmente as migradoras. São espécies consideradas nobres, pois alcançam os melhores preços para os profissionais e representam um troféu para os amadores (MATEUS; PENHA; PETRELE, 2004;

CATELLA; ALBUQUERQUE, 2010). Essas espécies, além de serem vulneráveis à concentração do esforço da pesca sobre seus cardumes, são ainda ameaçadas pelas diversas alterações ambientais naturais ou advindas do uso múltiplo dos sistemas fluviais, principalmente aquelas que causam alterações nas características sazonais de inundações.

As inundações sazonais exercem a função de conectar habitats de reprodução aos habitats de crescimento para todas as espécies de peixes. Esses habitats são separados longitudinalmente para as migradoras e lateralmente para as não migradoras. Como consequência, as inundações provocam mudanças marcantes na distribuição de abundância das espécies da ictiofauna, afetando o tamanho dos cardumes das espécies visadas e o rendimento das pescarias.

Neste capítulo, iremos discutir a importância da conectividade dos habitats para a manutenção das populações pesqueiras nos sistemas de grandes rios com planície de inundação tropicais, e apresentar uma breve síntese do que a Ciência produziu de conhecimento sobre a atividade reprodutiva dos peixes de interesse comercial, o rendimento pesqueiro e o manejo das pescarias na Bacia do Rio Cuiabá.

A importância da conectividade dos habitats para a manutenção das populações pesqueiras

Para algumas espécies de peixes os traços de história de vida incluem etapas que não se realizam em um mesmo habitat, devido a diversas exigências de condições ambientais diferentes para o sucesso de cada etapa. Nesses casos, os indivíduos são beneficiados por alternância de habitats, de modo que cada fase se desenvolva em locais diferentes.

Tais histórias de vida incluem um movimento coordenado e sincrônico de um habitat para outro (BINDER; COOKE; HINCHet al., 2011), denominado migração (METCALFE; ARNOLD; MCDOWALL, 2002; BRÖNMARK et al., 2014).

A migração pode ser categorizada de acordo com sua função: reprodutiva, trófica e de refúgio (contra predadores ou ambientes adversos). A migração reprodutiva é sazonal e implica em habitats diferentes para se reproduzir (próximo às nascentes para as migradoras de longa distância) e para a sobrevivência e crescimento de jovens e adultos (planícies de inundação). Essa é uma estratégia reprodutiva que maximiza a aptidão individual, ou seja, os indivíduos migram para maximizar seu sucesso reprodutivo, sobrevivência e crescimento da prole (BRÖNMARK et al., 2014).

Diversas espécies de peixes de água doce em vários rios do mundo realizam movimentos migratórios (METCALFE; ARNOLD; MCDOWALL, 2002; CAROLSFELD et al., 2003; BRÖNMARK et al., 2014) que resultam na exploração, por parte deles, de ecossistemas diferentes para alimentação, reprodução e crescimento (AGOSTINHO; JULIO; BORGHETTI, 1992; SATO et al., 2003; BRITTO; CARVALHO, 2013). A distância percorrida pela maioria dos peixes de água doce durante a migração ainda é pouco conhecida, mas pode ser de extensão considerável e entre porções morfologicamente distintas dos rios (FREEMAN et al., 2003). Para algumas espécies, o ciclo de vida completo inclui migração ascendente em direção às cabeceiras dos rios para desova, seguida de migração descendente passiva dos ovos e larvas em desenvolvimento, culminando com a chegada dos juvenis em locais apropriados para o crescimento que, geralmente, inclui as lagoas

marginais e áreas de inundação dos rios (AGOSTINHO et al., 2003; SATO et al., 2003; BRITTO; CARVALHO, 2013).

Na América do Sul, as espécies migradoras são bem representadas por algumas de grande porte e que figuram entre as principais de interesse comercial (WELCOMME, 2001). Na Bacia do Rio Cuiabá, estas respondem pela maior parte da produção pesqueira da pesca artesanal (MATEUS; PENHA; PETRELE, 2004, MATEUS; VAZ; CATELLA, 2011) e são as principais espécies alvo da pesca esportiva (NETTO;MATEUS, 2009). Essas espécies possuem ovos demersais livres, não adesivos, que dependem da correnteza para dispersão e oxigenação (RIZZO; GODINHO, 2003). Assim, o movimento sazonal para a reprodução deve ser sincronizado com o ciclo hidrológico para assegurar o sucesso reprodutivo, uma vez que a desova ocorre na calha dos rios e os ovos e larvas são levados pela correnteza rio abaixo para áreas de crescimento de juvenis (lagoas marginais e planícies de inundação), onde os jovens permanecem até retornar à calha dos rios. Desse modo, a persistência das espécies depende de diversos ambientes diferentes e da conectividade entre eles (FREEMAN et al., 2003; GREATHOUSE et al., 2006). Nesse cenário, a conectividade é considerada no contexto ecológico para se referir à transferência mediada pela água de matéria, energia e/ou organismos dentro ou entre elementos do ciclo hidrológico (PRINGLE, 2003). Os rios podem ainda ser definidos como tendo percursos interativos ao longo de uma dimensão temporal e três dimensões espaciais: longitudinal, lateral (ribeirinha-ripária/planície aluvial) e vertical (águas subterrâneas fluviais) (PRINGLE, 2003). Portanto, a conectividade hidrológica entre as quatro dimensões dos rios é essencial para a integridade ecológica da bacia hidrográfica e, consequentemente, da

manutenção dos movimentos migratórios que garantem a reprodução e a persistência das populações de peixes.

Em ambientes de rio-planície de inundação, como no caso do Rio Cuiabá, a variação no regime hidrológico, com a alternância dos períodos de cheia e seca, é considerada a principal força estruturadora das populações e comunidades associadas (JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; LOWE-MCCONNELL, 1999). A alternância das fases aquática e terrestre que ocorre na planície de inundação permite a circulação de grande quantidade de nutrientes por meio da produção, consumo e decomposição de matéria orgânica. A inundação afeta a biodiversidade dos ambientes aquáticos (SÚAREZ; PETRERE; CATELLA, 2004; GOMES et al., 2012) e em tais áreas a conexão com grandes rios garante a restauração da comunidade aquática após o período de estiagem (JUNK; DA SILVA, 1995; WARD; TOCKNER; SCHIEMER, 1999; FERNANDES et al., 2009). A influência do pulso de inundação sobre as comunidades aquáticas é resultado do acesso a novos habitats com o transbordamento de água do leito principal sobre a planície, bem como da maior oferta de abrigo e alimento (JUNK et al., 1989). Essa oferta é resultante do aumento da área disponível para exploração de recursos alimentares interagindo com a maior disponibilidade de alimento, uma vez que, usualmente, o período de maior pluviosidade é sincronizado com o de temperaturas mais elevadas. Assim, ocorre a sincronização dos eventos biológicos como maturação gonadal, migração, desova e desenvolvimento larval, crescimento e alimentação (WINEMILLER, 1989; GOMES; AGOSTINHO, 1997; LOWE-MCCONNELL, 1999; BAILLY; AGOSTINHO; SUZUKI., 2008).

As alterações antrópicas que afetam a conectividade hidrológica, tais como: barragens e desvios dos cursos naturais dos rios para

irrigação, por exemplo, podem ter efeitos negativos severos sobre as funções ecológicas (GREATHOUSE et al., 2006; AGOSTINHO et al., 2016). Com relação às espécies migratórias, os efeitos são imediatos, pois alterações do curso dos rios dificultam ou interrompem o fluxo migratório e impedem que os indivíduos alcancem as áreas de desova, induzindo a fragmentação das áreas de desova e de crescimento e afetando a dispersão passiva dos ovos e larvas. Adicionalmente, alterações dos cursos dos rios levam a modificações no ambiente aquático por intermédio da sedimentação, canalização, alteração no pulso de inundação, mudanças na temperatura da água e fluxo de nutrientes entre ecossistemas adjacentes (HALL; JORDAAN; FRISK, 2011). A redução na vazão, por exemplo, poderia dificultar a deriva dos ovos e larvas e aumentar a taxa de mortandade nessa fase, reduzindo o recrutamento. Alterações no pulso de inundação podem levar a alterações no gatilho para o desenvolvimento gonadal e migração reprodutiva, reduzindo o tamanho do estoque desovante. Mudanças no fluxo de nutrientes alteram a produtividade dos ecossistemas e podem acelerar a perda de habitats, com potenciais efeitos na cadeia alimentar, redução da biodiversidade e declínio de populações (HALL; JORDAAN; FRISK, 2011).

Evidentemente, outros problemas, como a introdução de espécies exóticas e desmatamentos das matas ciliares, também contribuem para a redução das populações, mas, potencialmente, a interrupção de rotas migratórias tem um efeito bastante forte, uma vez que o sucesso reprodutivo dessas espécies depende de uma história de vida complexa que inclui diferentes tipos de habitats e fundamentalmente da conexão entre eles. De outro lado, se a migração abrange vários tipos de habitats, a deterioração de qualquer um desses

pode ter importante impacto nas populações de peixes migradores (BRÖNMARK et al., 2014).

Em síntese, a modificação no regime de cheias a jusante provoca fragmentação dos rios, impedindo movimentos migratórios dos peixes (AGOSTINHO et al., 2003), além de modificar os padrões de conectividade hidrológica, com reflexos diretos no recrutamento das populações (PETRY; AGOSTINHO; GOMES, 2003) e, consequentemente, na pesca, alterando a composição e a abundância dos estoques (MARMULLA, 2001; WELCOMME; HALLS, 2004).

A atividade reprodutiva dos peixes de interesse comercial na Bacia do Rio Cuiabá

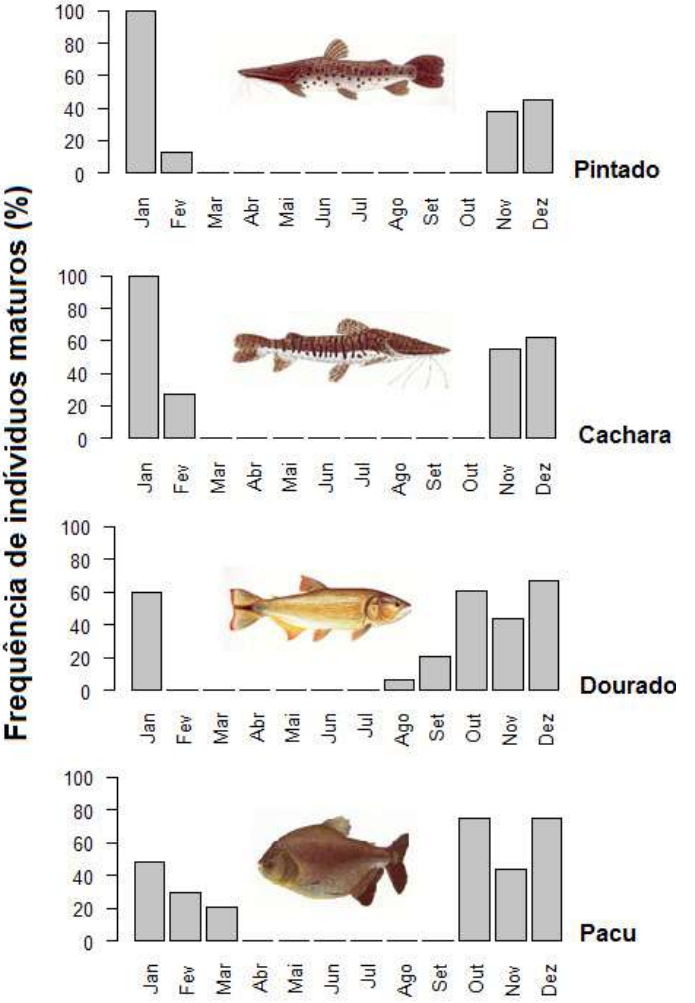
Estudos sobre a reprodução de peixes são ferramentas importantes para compreensão de mecanismos adaptativos e, portanto, fundamentais para subsidiar ações de conservação e manejo, pois a reprodução representa um dos aspectos mais importantes da biologia de uma espécie, sendo que de seu sucesso dependem o recrutamento e a manutenção de populações viáveis (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997). Nesse contexto, a determinação da extensão do período reprodutivo das espécies de interesse pesqueiro é imprescindível para o estabelecimento de medidas protetivas que garantam a renovação dos estoques.

A migração exerce papel fundamental no sucesso reprodutivo dos peixes, porque ela permite a busca de ambientes adequados para a fertilização dos ovos – que depende do encontro de um elevado número de indivíduos de ambos os sexos, desenvolvimento inicial–que depende de elevada oxigenação, de disponibilidade alimentar e de baixas taxas de predação (GODIN, 1997; AGOSTINHO; GOMES; PELICICE,

2007). Essas mudanças sazonais regulares na distribuição da população podem resultar, muitas vezes, em implicações importantes para a pesca comercial (METCALFE; ARNOLD; MCDOWAL, 2002), uma vez que a migração é uma característica comum na história de vida de muitas espécies de peixes de importância econômica. Como exemplos na Bacia do Rio Cuiabá temos o dourado (*Salminus brasiliensis)*, o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), o cachara (*Pseudoplatystoma reticularum*), opacu (*Piaractus mesopotamicus*), a piraputanga (*Brycon hilarii*), o jaú (*Zungaru jahu*), entre outros, que têm como atributo de seu comportamento a separação, no tempo e no espaço, dos habitats usados para reprodução, crescimento e alimentação durante diferentes estágios de vida.

Na Bacia do Rio Cuiabá (BHC), a atividade reprodutiva das espécies de interesse econômico coincide com o início das chuvas em setembro-outubro e se estende até fevereiro. Entretanto, diversos estudos indicam que o pico reprodutivo ocorre entre outubro e janeiro (COSTA; MATEUS, 2009, BARZOTTO; OLIVEIRA; MATEUS, 2017, BARZOTTO; MATEUS, 2017, BAILLY; AGOSTINHO; SUZUKI, 2008. Figura 1).

Figura 1. Frequência de indivíduos maturos por mês



Fonte dos dados: COSTA; MATEUS (2009), BARZOTTO; OLIVEIRA; MATEUS (2017), BARZOTTO; MATEUS (2017). Figuras dos peixes modificadas de BRITSKI; SILIMO; LOPES (2007)

Nos meses de outubro e novembro a probabilidade de encontrarmos os peixes em atividade reprodutiva chega a 80% (L.A.F. MATEUS, dados não publicados). Além disso, os dados de distribuição de ovos e larvas indicam altas densidades nos meses de novembro e janeiro (ZIOBER; BIALETZKI; MATEUS, 2012; FIGUEIREDO et al., submetido), o que reforça a evidência de que a maior intensidade reprodutiva ocorre nos meses de maior pluviosidade e, consequentemente, de elevação dos níveis das águas na BHC.

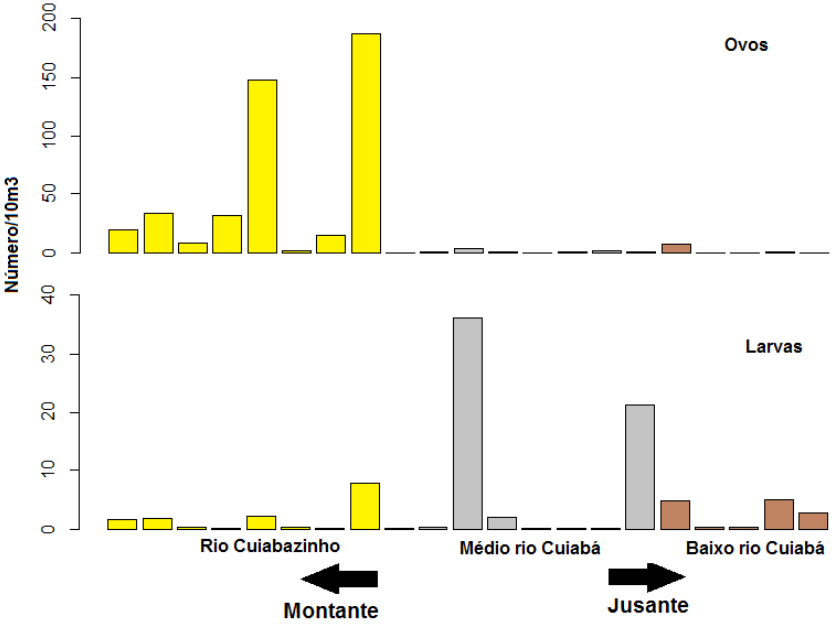
O sincronismo entre o período de cheia e eventos como a migração, maturação gonadal final, desova e ocorrência de ovos, larvas e juvenis, atesta que o sucesso na reprodução e criação das formas iniciais de vida dos peixes migradores depende da preservação do sistema fluvial na plenitude de suas características: nível fluviométrico variável sazonalmente, áreas marginais com lagoas, canais e vegetação sazonalmente alagados, floresta ciliar etc. (BITTENCOURT, 1991; FERRAZ DE LIMA, 1993; BARTHEM; GOULDING, 1997).

O recrutamento de indivíduos jovens é um dos principais mecanismos reguladores da dinâmica das populações. Dentre os atributos ambientais essenciais para o sucesso do recrutamento estão: (a) disponibilidade de locais de desova próximos a locais de refúgio; (b) disponibilidade de alimento adequado para cada fase de desenvolvimento; (c) diversidade de micro-habitats para atender às mudanças ontogenéticas; e (d) temperatura adequada para o rápido crescimento. Tais atributos caracterizam as áreas inundadas da BHC. Desse modo, a planície inundável é fundamental para a manutenção de diversas espécies de peixes, por causa das suas condições adequadas ao desenvolvimento inicial, influenciando assim diretamente o sucesso do recrutamento. A disponibilidade de abrigo e alimento torna a planície

de inundação imprescindível ao desenvolvimento inicial dos peixes migradores que mais tarde constituem a base da pesca.

Estudos realizados na BHC que avaliaram a distribuição de abundância de ovos e larvas de peixes indicaram que toda a extensão da bacia possui áreas importantes para a reprodução de peixes de interesse comercial (Figura 2). Na região do Rio Cuiabazinho e seus tributários, Ziober, Bialetzki e Mateus (2012) encontraram uma grande quantidade de ovos, evidenciando que a região é uma importante área de desova para os peixes.

Figura 2. Distribuição de abundância de ovos e larvas de peixes na Bacia do Rio Cuiabá. As maiores densidades de ovos são encontradas a montante (barras amarelas) e as maiores densidades de larvas são encontradas na porção média da bacia (barras cinza)



Fonte dos dados: ZIOBER; BIALETZKI; MATEUS (2012); FIGUEIREDO et al., em preparação

Na região média da BHC, em especial nas proximidades do município de Santo Antônio de Leverger, Figueiredo e colaboradores (em preparação) demonstraram que o local é essencial para a alimentação das larvas de peixes, devido principalmente, à alta densidade de larvas e também à correlação positiva entre a densidade de larvas e a densidade de fitoplâncton, que é uma das primeiras fontes de alimento para as larvas. Os mesmos autores encontraram uma elevada densidade de larvas de espécies migradoras no Rio Aricá, considerando-o um importante tributário para o desenvolvimento dos peixes nesse trecho da bacia. Adicionalmente, elevadas densidades de ovos e larvas também foram encontradas no trecho inferior da bacia, nos pontos mais a jusante, onde o rio possui um maior volume de água e maiores planícies de inundação.

O rendimento pesqueiro na Bacia do Rio Cuiabá

O Rio Cuiabá é a fonte dominante de pescado para a cidade de Cuiabá. Atualmente o pescado vem de regiões mais distantes da zona urbana, praticamente de toda a extensão do Rio Cuiabá, desde a cabeceira até a foz (MATEUS; PENHA; PETRERE*,* 2004). Provavelmente, as regiões mais próximas da capital não são mais tão produtivas quanto no passado, uma vez que a degradação do rio nas proximidades da zona urbana é bastante acentuada, principalmente devido ao lançamento de esgoto doméstico *in natura,* assoreamento e retirada da mata ciliar (FEMA, 1997, PRIANTE et al., 2002 e detalhado no capítulo 12). Como constatado por Welcomme e Bartley (1998), o declínio da qualidade do ambiente aquático tem levado à crescente incapacidade das assembleias de peixes de se adaptarem e manterem sua estrutura e produtividade.

As estatísticas de desembarque pesqueiro disponíveis para a análise são pontuais, ou seja, não abrangem toda a extensão da bacia e não têm continuidade temporal. Dessa forma, é difícil sustentar qualquer conclusão acerca das causas da variação interanual nas capturas. Entretanto, Silva (1986), Ferraz de Lima (1987) e Catella (2001), com base em séries temporais, associaram flutuações no desembarque pesqueiro na Bacia do Alto Paraguai a variações nos ciclos anuais de cheia e seca, como ocorre em outras bacias de grandes rios tropicais. Assim, quando as chuvas são abundantes e a área inundável extensa, espera-se maior sobrevivência dos jovens, principalmente no caso de espécies migradoras que dependem da planície alagável para crescimento e alimentação (GOMES; AGOSTINHO, 1997; WELCOMME, 1999). Dessa forma, sob um mesmo regime de pesca podem ocorrer flutuações nas capturas, que provavelmente refletem as variações anuais na abundância dos peixes, a qual está ligada ao ciclo hidrológico do sistema (PETRERE, 1989; FISCHER et al., 1992; WELCOMME, 1995; PETRERE et al., 2002).

A pesca no Rio Cuiabá concentra-se em apenas algumas espécies, principalmente migratórias, que apresentam maior valor comercial. Os Siluriformes (peixes de couro) são a maior parcela das capturas, principalmente *Pseudoplatystoma corruscans*. Isso contrasta com as capturas das bacias do Rio Orinoco (Venezuela) e Magdalena (Colômbia), onde as capturas são predominantemente sobre Characiformes do gênero *Prochilodus*, que na BHC teve importância econômica na década de 80 (FERRAZ DE LIMA,1986), mas hoje em dia praticamente não figura nos desembarques (MATEUS; PENHA; PETRERE, 2004). As outras espécies com captura expressiva são os Siluriformes Pimelodídeos: o cachara, *Pseudoplatystoma reticutum* e o jaú, *Zungaru jahu*e em menor quantidade obarbado, *Pinirampus pirinampu*; o jurupensém, *Sorubim* cf.

lima e o jurupoca *Hemisorubim platyrhynchos*. Entre os Characiformes (peixes de escama) se destacam o pacu, *Piaractus mesopotamicus*; a piraputanga, *Brycon hilarii*; o piavuçu, Megal*eporinus macrocephalus* e o dourado, *Salminus brasiliensis* cuja captura, atualmente, encontra-se proibida (lei estadual nº 9.096 de 16/01/2009). E, obviamente, não podemos esquecer as pacupevas, *Myloplus* sp. e *Mylossoma* sp, muito requeridas pelos cuiabanos.

Os desembarques pesqueiros são caracterizados por uma marcada sazonalidade de captura de alguns Characiformes, principalmente a piraputanga e o piavuçu, que são capturados em maiores quantidades entre os meses de maio e setembro (piraputanga) e julho e setembro (piavuçu), praticamente não sendo capturados em outras épocas do ano (MATEUS; PENHA; PETRERE, 2004). A grande questão aqui é: onde estarão esses peixes nos meses em que não são capturados? Possíveis explicações são a dispersão na área alagável, já que o período no qual são mais capturados coincide com a época em que os indivíduos estão nos leitos dos rios começando a formar os cardumes para a migração reprodutiva.

A pesca comercial no Rio Cuiabá se destaca pelo seu modo artesanal tradicional e pelo conhecimento detalhado por parte dos pescadores acerca da ecologia e comportamento dos peixes. Tal conhecimento influencia e é influenciado pelas estratégias de pesca, escolhas das iscas, padrões de mobilidade dos peixes e conhecimento sobre os diferentes ambientes existentes no rio (SANTOS, 2006, ALMEIDA, 2016). Os locais de desembarques pesqueiros são largamente espalhados geograficamente (MATEUS; COSTA; SILVA, 2011) se comparados às pescarias industriais, em que todos os desembarques estão concentrados em um número limitado de portos.

Essa distribuição difusa dificulta as estimativas de desembarques e produtividade pesqueira.

Os pescadores tradicionais exercem a pesca de pequena escala e utilizam apetrechos e modos de pesca artesanais, baseados em linha e anzóis, pois as redes e tarrafas são apetrechos proibidos por lei (Lei nº 9.096 de 16/01/2009). Estima-se que as tecnologias artesanais rendam de 0,7 a 4 kg/homem/hora enquanto que a malhadeira e tarrafa capturam 34 e 10 kg/homem/hora, respectivamente (SMITH, 1981 *apud* LEME; BEGOSSI, 2004). A captura por unidade de esforço média (CPUE) para o Rio Cuiabá estimada, a partir de duas comunidades ribeirinhas de pescadores profissionais artesanais, é alta (Barranco Alto = 1,29 kg/homem/hora e Bonsucesso = 1,28 kg/homem/hora; SANTOS, 2006) se comparada com as capturas médias do Pantanal Mato-grossense (CPUE = 4 kg/homem/dia, OLIVEIRA; NOGUEIRA, 2000). A captura depende não só do emprego dos apetrechos e dos modos de pesca como também do conhecimento ecológico do pescador sobre as melhores áreas de pesca, isca e todo o conjunto que compõe a atividade de pesca, como a experiência dos pescadores, sua capacidade logística para explorar sítios mais distantes etc. (LEME; BEGOSSI, 2004).

Segundo Catella (2003), a pesca artesanal profissional no Pantanal como um todo se tornou menos produtiva, uma vez que a quantidade capturada de pescado diminuiu devido à utilização somente de anzol como instrumento de captura. Os pescadores podem responder de maneira diferenciada às mudanças na taxa de captura da pesca (JOHNSON; CARPENTER, 1994). A taxa de captura, por sua vez, é um determinante do esforço de pesca empregado pelo pescador, que responde claramente ao aumento da população de peixes (JOHNSON; CARPENTER, 1994). Entretanto, para ser empregado

em algumas estimativas é necessário que sejam considerados vários fatores, pois taxa de captura não é um indicador confiável do tamanho da população dos peixes sem algumas avaliações da habilidade do pescador, principalmente o amador e o esportivo, e da habilidade do peixe em escapar da captura (JOHNSON; CARPENTER, 1994).

A característica cultural resulta em respostas no comportamento dos pescadores aos sinais do sistema. Uma falha do pescador em reconhecer uma resposta numérica dos estoques pode determinar um aumento no esforço da pesca (JOHNSON; CARPENTER, 1994), implicando em aumento dos custos da prática, perda de eficiência e impacto nas populações de peixes. São necessários dados que representem o comportamento do sistema, para se poder definir o caminho que o manejo deve tomar (JOHNSON ; CARPENTER, 1994) e evitar a tomada de decisões erradas (WALTERS; HILBORN, 1978). Todas essas considerações representam uma necessidade em se avançar no entendimento das interações entre peixe e pescadores (JOHNSON; CARPENTER, 1994).

O manejo da pesca na Bacia do Rio Cuiabá

O recurso pesqueiro é renovável, mas a capacidade de renovação é afetada pela remoção. Assim, se o esforço pesqueiro for muito intenso, os estoques podem não conseguir se renovar e entrar em colapso. Portanto, é preciso alguma regulamentação que mantenha a remoção (pesca) em níveis adequados para garantir a renovação. As medidas de gestão da pesca precisam ser acompanhadas por monitoramentos constantes do esforço de pesca e do tamanho do estoque pesqueiro para que se possa aferir a sua eficácia. Sem monitoramento não se pode

decidir se o nível de esforço de pesca empregado em um dado momento é excessivo ou não e, portanto, se está excedendo a capacidade de renovação dos estoques. Em Ciência Pesqueira toda regra regulatória deve ser avaliada considerando o objetivo a que se propõe. É o objetivo, preferencialmente expresso em termos quantitativos, que nos permite avaliar se uma regra é ou não apropriada.

Em geral, as regras atualmente em vigência para a regulação da pesca no Estado de Mato Grosso e, consequentemente, na BHC, seguem a tendência mundial para pescarias de água doce de pequena escala (não industrial). As regras hoje utilizadas estabelecem limites de captura para o pescador, excluem o uso de certos apetrechos de pesca (por exemplo, redes) e definem tamanhos mínimos de captura e períodos de proibição da pesca. Muitos países adotam um sistema adicional de controle do esforço, limitando o número de licenças de pesca fornecidas a cada temporada de pesca. É uma medida que podemos considerar em nossa tarefa de controlar/reduzir o esforço de pesca. Entretanto, só podemos saber se os limites atualmente estabelecidos para as capturas são suficientes para garantir a renovação dos estoques se houver um sistema de monitoramento contínuo, que informe regularmente o tamanho dos estoques e do esforço de pesca empregado a cada período (por exemplo, anualmente). Um sistema como esse é complexo, mas necessário. Obviamente que o custo pode ser reduzido por meio da participação dos usuários do recurso na coleta de dados, uma tendência crescente no mundo todo.

As pescarias ocorrem em um contexto ecológico específico, que é dinâmico e complexo. Vejamos o exemplo do clima: embora haja um padrão geral para a região do Pantanal, com chuvas concentradas no verão, a distribuição e a intensidade das chuvas varia bastante no período

chuvoso. Em alguns anos ela pode se iniciar em meados da primavera, em outros, no final dessa estação. Em alguns anos pode se estender até meados do outono, ou ser mais curto. Os peixes, principalmente os migradores, ajustam o início da desova a essa dinâmica, ora atrasando, ora adiantando o seu início. Assim, as medidas protetivas devem ser adaptativas e baseadas em dados de séries temporais do padrão reprodutivo das espécies. Entretanto, como a pesca é uma atividade econômica, a proibição temporária das pescarias traz uma série de consequências econômicas para aquelas atividades que dela dependem. A definição do período de proibição deve buscar o equilíbrio entre a máxima proteção dos estoques com o mínimo de prejuízo aos usuários do recurso, priorizando, no longo prazo, a renovação dos estoques. De outro lado, as medidas de manejo só têm eficácia se forem negociadas com os usuários, para que se comprometam em respeitá-las, e fundamentadas em dados.

No Estado de Mato Grosso estamos tendo uma experiência muito enriquecedora nesse sentido por meio do Conselho Estadual de Pesca – CEPESCA que tem representantes de todos os usuários do recurso, além de instituições governamentais e de pesquisa do Estado e da Sociedade Civil organizada. Implantado em 2014, o CEPESCA foi criado pela Lei nº 9.096 de 16/01/2009, com a tarefa de promover a articulação do governo com a sociedade para melhorar continuamente a política dos recursos pesqueiros, em bases sustentáveis. As decisões do CEPESCA subsidiam ações de governo e, nesse cenário, o órgão vem atuando como propositor de medidas de manejo e mediador de conflitos entre os diversos usuários do recurso, com o objetivo de normatizar a pesca em todas as suas modalidades, garantindo a renovação dos recursos pesqueiros por meio da proteção dos estoques.

Recentemente, o CEPESCA, por intermédio de uma de suas Câmaras Técnicas, compilou dados de estudos de reprodução de peixes em todas as bacias do Estado e utilizou ferramentas estatísticas para estimar a probabilidade de um peixe estar em período reprodutivo em cada mês do ano. A análise permitiu integrar dados que incluem informações mensais do estágio reprodutivo de várias espécies desde 2004 até 2018. Os resultados dessa análise integrada vêm sendo atualizados anualmente à medida que novos dados surgem e são apresentados aos integrantes do CEPESCA, desde 2015, que de posse das informações discutiram e deliberaram pela inclusão do mês de outubro no período de defeso. Outros fatores também foram levados em consideração nessa deliberação, como, por exemplo, o número de parcelas pagas pelo seguro-desemprego aos pescadores profissionais.

A definição do período de proibição da pesca para proteção dos estoques desovantes é uma das medidas protecionistas de manejo largamente adotadas no Brasil, que assegura a proibição da pesca no período de reprodução das espécies-alvo. Em teoria, quanto maior o estoque desovante, maior seria o recrutamento de indivíduos para a população. Desse modo, a definição do período reprodutivo das espécies de interesse pesqueiro e a quantificação dessa atividade em cada mês, bem como a estimativa da incerteza associada, é uma informação essencial para embasar a tomada de decisões acerca do período de proibição da pesca visando à manutenção e renovação dos estoques pesqueiros. Tal procedimento vem sendo adotado pelo CEPESCA que vem tomando decisões com base em dados científicos e ouvindo os usuários. É preciso reiterar que toda medida de manejo demanda monitoramento para avaliar a sua efetividade.Sempre que for necessário,as medidas precisam ser revistas. O fundamental para o seu

sucesso é que as decisões sejam tomadas por conselhos de usuários e manejadores embasados por dados científicos.

Adicionalmente, é preciso ressaltar que a pesca é uma dentre outras fontes de mortalidade que atua sobre o estoque. Em um rio com baixa integridade ecológica, ou seja, submetido a muitas fontes de poluição, a mortalidade por outras fontes além da pesca será sempre maior que em um rio conservado. Isso significa que rios conservados favorecem maior atividade pesqueira. Na Bacia do Rio Cuiabá há um enorme impacto da generalizada falta de educação dos habitantes das zonas urbanas e rurais, que jogam lixo em qualquer lugar, do poder público que despeja esgoto não tratado no rio, da enorme carga de sedimentos oriundos do uso inadequado do solo pelos produtores rurais na bacia de captação, do excesso de fertilizantes e pesticidas despejados nas lavouras etc. Esses poluentes são todos carreados para os rios pelas chuvas. Além disso, as barragens e/ou alterações do fluxo dos rios também afetam as espécies migradoras por bloquear ou restringir as rotas migratórias e por promover alterações no regime de inundação que modificam a sua intensidade e periodicidade, que podem afetar o processo de maturação gonadal e a migração passiva de ovos e larvas rio abaixo. Em conjunto, esses efeitos levam à redução da abundância e distribuição das espécies que têm como característica de história de vida a migração entre habitats para a reprodução. Desse modo, todos os impactos sobre a qualidade dos habitats aquáticos estão concorrendo para degradar os nossos rios e, com eles, os peixes de interesse para a pesca.

Em síntese, provavelmente, mais do que a pressão de pesca, as alterações ambientais que os rios vêm sofrendo nos últimos anos devido às atividades antrópicas poderão levar à depleção das populações de

peixes. Poluição por esgoto *in natura*, contaminação por agrotóxicos e alterações na conectividade entre habitats são alguns dos problemas que devem ser seriamente enfrentados para que a qualidade da água não seja comprometida e os estoques pesqueiros não sejam afetados. Obviamente, para garantir a renovação e persistência dos organismos aquáticos e semiaquáticos é fundamental a conservação dos recursos hídricos.

Conclusão

É evidente a ligação entre a pesca e o "bem-estar" dos rios e suas funções ecológicas, ou seja, a atividade pesqueira deve ser uma aliada na batalha pela conservação dos rios. Porém, a grande questão aqui é: como viabilizar essa aliança, uma vez que a pesca, historicamente, é tida como vilã ambiental? Provavelmente, a solução desse dilema está na conscientização de usuários da pesca, manejadores e conservacionistas de que o sucesso da atividade, do ponto de vista econômico, depende da "saúde" dos estoques, que por sua vez é dependente do estado de conservação do ambiente. Assim, conservar o rio é essencial para a manutenção da atividade pesqueira. Dessa forma nos tornaremos corresponsáveis por um manejo pesqueiro em quea conservação ambiental é um dos pontos chave.

Um manejo pesqueiro de sucesso requer democratização e desenvolvimento das comunidades locais e um entendimento das lideranças, recursos e capacidades das instituições locais, estabilidade social e política e o aprimoramento das informações científicas sobre as dinâmicas sociais, econômicas e comportamentais do sistema pesqueiro. No manejo, o processo de tomada decisão deve ir além dos aspectos

pesqueiros e adotar uma visão multidimensional, que incorpore aspectos ecológicos, socioeconômicos, comunitários e melhorias institucionais na avaliação total do sistema. É preciso superar a tomada de decisões de manejo baseadas no senso comum e incorporar cada vez mais as evidências científicas no processo decisório.

Referências

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SANTOS, N.C.L.; ORTEGA, J.C.G.; PELICICE, F.M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, nº173, p. 26–36, 2016.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SUZUKI, H.I.; JÚLIO JR, H.F. Migratory fish of upper Paraná River basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (eds.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status**. World Fisheries Trust, Victoria, BC, Canada, 2003. p. 19-99.

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO, H.F.; BORGHETTI, J.R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. **Revista UNIMAR**. 1992.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501 p.

ALMEIDA, S.E. **Conhecimento Tradicional de Pescadores: Migração Reprodutiva e Percepções Sobre Abundância dos Peixes Comerciais do Rio Cuiabá – MT**.2016. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) – Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso.

BAILLY, D.; AGOSTINHO, A.A.; SUZUKI, H.I. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá river, upper Pantanal, Brazil. **River Research Applied**. nº24, p. 1218-1229, 2008.

BARTHEM, R.; GOULDING, M. **Os bagres balizadores: ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos**. Sociedade Civil Mamirauá, CNPq, IPAAM, 1997. 129p.

BARZOTTO, E.; OLIVEIRA, M.; MATEUS, L.A.F. Reproductive biology of Pseudoplatystoma corruscans (Spix and Agassiz, 1829) and Pseudoplatystoma reticulatum (Eigenmann and Eigenmann, 1889), two species of fisheries importance in the Cuiabá River Basin, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 33, nº1, p. 29-36, 2017.

BARZOTTO, E.; MATEUS, L. Reproductive biology of the migratory freshwater fish *Salminus brasiliensis* (CUVIER, 1816) in the Cuiabá River basin, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 33, nº3, p. 415-422, 2017.

BINDER, T.R.; COOKE, S.J.; HINCH, S.G. Physiological specializations: The Biology of Fish Migration. In: FARRELL, A.P. **Encyclopedia of Fish Physiology: From Genome to Environment**, v. 3. Elsevier, 2011.

BITTENCOURT, M.M. Exploração dos recursos pesqueiros na Amazônia Central: situação do conhecimento atual. In: VAL, A.L.; FIGLIUOLO, R.; FELDBERG, E. (ed.). **Bases científicas para estratégia de preservação e desenvolvimento da Amazônia: fatos e perspectivas**, v.1. Manaus: INPA, p. 321-325, 1991.

BRITSKI, H.A.; SILIMON K.Z.S.; LOPES B.S. **Peixes do Pantanal. Manual de Identificação**. Embrapa Serviço de Produção de Informação SPI. Brasília, DF, 2007. 230 p.

BRITTO, S.G.; CARVALHO, E.D. Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Parana River basin, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 20, nº 5, p. 426-433, 2013.

BRÖNMARK, C.; HULTHÉN, K.; NILSSON, P.A.; SKOV, C.; HANSSON, L.A.; BRODERSEN, J.; CHAPMAN, B.B. There and back again: migration in freshwater fishes. **Canadian Journal of Zoology**, v.92, nº 6, p. 467-479, 2014.

CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (ed.) **Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status**. World Fisheries Trust, Victoria, BC, Canada, 2003

CATELLA, A.C.; ALBUQUERQUE, S.P. Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS 14 – 2007, **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 102**, Embrapa Pantanal, Corumbá – MS, 2010.

CATELLA, A.C. **A pesca no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil: Descrição, nível de exploração e manejo (1994-1999)**. 2001. 351 p. Tese (Doutorado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior), INPA, Manaus, AM.

CATELLA, A.C. **Estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da baía da Onça, uma lagoa do Pantanal do Rio Aquidauana**. 1992. 222p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas).

CATELLA, A.C**. Reflexões sobre a pesca esportiva no Pantanal Sul: crise e perspectivas**. Corumbá: EMBRAPA; CPAP. 5p. Artigo de Divulgação na Mídia. nº46. 2003.

CEPESCA – Conselho Estadual de Pesca do Mato Grosso. **Nota técnica**. 2016. Disponível em http://www.sema.mt.gov.br/attachments/article/3085/Nota%20Tecnica_Periodo%20Defeso.pdf. Acesso em: 20 mai. 2018.

CORREA, S.B.; ARAUJO, J.M.; PENHA, J.; NUNES DA CUNHA, C.; BOBIER, K.; ANDERSON, J. Stability and generalization in seed dispersal networks: a case study of frugivorous fish in Neotropical wetlands. **Proceedings - Royal Society. Biological Sciences**, v. 283: 20161267, 2016.

CORREA, S.B.; ARAUJO, J.K.; PENHA, J.M.F.; DA CUNHA, C.; STEVENSON, P. R.; ANDERSON, J.T. Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. **Biological Conservation**, v. 191, p. 159-167, 2015.

COSTA, R.; MATEUS, L.A.F.Reproductive biology of pacu *Piaractus mesopotamicus* (HOLMBERG, 1887) (Teleostei: Characidae) in the Cuiabá River Basin, Mato Grosso, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, p. 447-458, 2009.

FEMA – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Qualidade da água dos principais rios da Bacia do Alto Paraguai: 1995-1996. MMA-PNMA, Cuiabá, Brasil, 1997, 118 p.

FERNANDES, R.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A.A. Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. **Environmental Biology of Fishes,** v. 85, p. 99–108, 2009.

FERRAZ DE LIMA, J.A. A pesca no pantanal de Mato Grosso (Rio Cuiabá) a pesca dos surubins, gênero *Pseudoplatystoma* (Siluriformes, Pimelodidae). In: **Resumos do XIII Congresso de Brasileiro de Zoologia**, Cuiabá. Brasil, 1986, p. 141

FERRAZ DE LIMA J.A. A pesca no Centro Oeste do Brasil (Bacia do Alto Paraguai – Pantanal de Mato Grosso). In: **V Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca. São Carlos, Brasil**, 1987, 29 p.

FERRAZ DE LIMA, J.A. Recursos pesqueiros em ambientes inundáveis (Rio Cuiabá: Pantanal de Mato Grosso). In: **X Encontro Brasileiro de Ictiologia**, São Paulo: USP, p. 302-310, 1993

FIGUEIREDO, G.; FIGUEIREDO, D.; OLIVEIRA, M.; MATEUS, L. Spatial and temporal dynamics of ichthyoplankton in the Rio Cuiabá basin and its relationship with the Pantanal floodplain, Brazil. **Environmental Biology of Fishes,** submetido em julho de 2018.

FISCHER, C.F.A.; AMADOR, A.L.G.; DORNELLES, L.D.C. **Pesca de águas interiores. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**. Coleção meio ambiente. Série estudos, pesca; nº2. 1992, 29p.

FREEMAN, M.C.; PRINGLE, C.M.; GREATHOUSE, E.A.; FREEMAN, B.J. Ecosystem-Level Consequences of Migratory Faunal Depletion Caused by Dams. **American Fisheries Society Symposium**, nº35, p. 255-266, 2003.

GODIN, J.G. **Behavioural ecology of teleost fishes**. Oxford University Press Canadá, 1997.

GOMES, L.C.; BULLA, C.K.; VASCONCELOS, L.P.; AGOSTINHO, A.; MIRANDA, L.E. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. **Hydrobiologia**, nº685, p. 97-107, 2012.

GOMES L.C.; AGOSTINHO A.A. Influence of flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in the upper Paraná River, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**. nº4, p. 263-274. 1997.

GREATHOUSE, E.A.; PRINGLE, C.M.; MCDOWELL, W.H.; HOLMQUIST, J.G. Indirect upstream effects of dams: consequences of migratory consumer extirpation in Puerto Rico. **Ecological Applications**, v. 16, nº1, p. 339-352, 2006.

HALL, C.J.; JORDAAN, A.; FRISK, M.G. The historic influence of dams on diadromous fish habitat with a focus on river herring and hydrologic longitudinal connectivity. **Landscape Ecology**, v. 26, nº 1, p. 95-107. 2011.

JOHNSON, B.M.; CARPENTER, S.R. Functional and numerical responses: A framework for fish-angler interactions? **Ecological Applications**, New York, v. 4, nº 4, p. 808-821, 1994.

JUNK, W.; DA SILVA, C.J. Neotropical floodplains: a comparison between the Pantanal of Mato Grosso and large Amazonian river floodplains. In: TUNDISI, J.G. BICUDO, C.E.M. & MATSUMARA-TUNDISI, T. **Limnology in Brazil**. ABC/SBL, 1995, p. 195-217.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, nº 1, p. 110-127, 1989.

LEME, A.; BEGOSSI, A. Uso de recursos por ribeirinhos no médio Rio Negro. In: BEGOSSI, A. (org.). **Ecologia de Pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia**. São Paulo, Hucitec, 2004, p. 91-148

LOWE-MCCONNELL R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. EDUSP, São Paulo, 1999, p.534.

MARMULLA, G. **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution.** Food & Agriculture. 2001, p.419.

MATEUS, L.A.F.; PENHA, J.M.F.; PETRERE, M. Fishing resources in the Rio Cuiabá basin, Pantanal do Mato Grosso, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.2, nº 4, p. 217–227, 2004.

MATEUS, L.; COSTA, R.; SILVA, S. **Relatório Técnico do Censo Estrutural da Pesca da Bacia do Alto Paraguai** – Estado de Mato Grosso. Ministério da Pesca e Aquicultura, 2011.

MATEUS, L.A.F.; VAZ, M.; CATELLA, A. Fishery and fishing resources in the Pantanal. In: JUNK, W.; DA SILVA, C.; NUNES DA CUNHA, C.; WANTZEN, M. **The Pantanal: ecology and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland.** Pentasoft, 2011, 870p.

MATO GROSSO (Estado). Lei estadual nº 9.096 de 16 de janeiro de 2009.

METCALFE, J.; ARNOLD, G.; MCDOWALL, R. 2002. Migration. In: HART, J.B.; J.D. REYNALDS (eds.). **Handbook of Fish Biology and Fisheries**. v. 1. Fish Biology. Oxford, Blackwell Publishing, 2002, p. 175-199.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. **Interciência** v. 15, p. 424-441, 1990.

NETTO, S., MATEUS, L. Comparação entre a pesca profissional-artesanal e pesca amadora no Pantanal de Cáceres, Mato Grosso, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v.35, nº 3, p. 373 - 387, 2009.

OLIVEIRA, R.D.; NOGUEIRA, F.M.B. Characterization of the fishes and subsistence fishing in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, nº 3, p. 435-445, 2000.

PETRERE JR., M; AGOSTINHO, A.A; OKADA, E.K; JULIO JR, H.F.Review of the fisheries in the Brazilian portion of the Paraná/ Pantanal basin. In: COWX, I.G. (ed.) **Management and ecology of lake and reservoir fisheries**. Oxford, United Kingdom: Fishing News Books, Blackwell Science, 2002, p. 123-143

PETRERE JR, M. River fisheries in Brazil: a review. **Regulated Rivers: research and management**,v.4, p. 1-16, 1989.

PETRY, A.C.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES L.C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology,** v.1, p. 111-119, 2003.

PRIANTE, G.R.; APOITIA, L.F.M.; MARASCHIN, L.; ARRUDA, G.M.U.; DE NASCIMENTO, O.C.; MATOS, E.R.A.; COUTO, L.S.; LONDON, C.M.; LOTUFO, L.S.; CAMPOS, S.H.C.; NOQUELLI, L.H.M.; PINHEIRO, N.C.; DE MUSIS, C.R. Qualidade de Água da Bacia do Rio Cuiabá, da Nascente até Exutório Porto Cercado – Pantanal Poconé, Mato Grosso. In: **Anais do III Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, 2000**, Corumbá. Embrapa/Departamento de Difusão de Tecnologia, Brasília, Brazil, 2002. CD-ROM.

PRINGLE, C. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? **Hydrological Processes**, v.17, nº13, p. 2685-2689, 2003.

RIZZO, E.; GODINHO, H.P. Superfície de ovos de peixes Characiformes e Siluriformes. In: GODINHO, H. P., GODINHO, A.L. (eds.). Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas. 2003, 468p.

SANTOS, L.M.**A Pesca Artesanal em duas Comunidades Ribeirinhas Tradicionais do Rio Cuiabá, Pantanal Mato-grossense, Brasil: uma Abordagem Ecológica.** 2006, 74 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) – Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso.

SANTOS, G.M.; FERREIRA, E.J.G.; ZUANON, J.A.S. Ecologia de peixes da Amazônia. In: VAL, A.L.; FIGLIUOLO, R. & FELDBERG, E. (ed.), **Bases científicas para estratégia de preservação e desenvolvimento da Amazônia: fatos e perspectivas**. v. 1,Manaus: INPA, 1991, p. 263-280.

SATO, Y.; FENERICH-VERANI, N.; NUÑER, A.; GODINHO, H.P.; VERANI, J.R. Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. In: GODINHO, H.P., GODINHO, A.L. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003, 468p.

SILVA, M.V. **Mitos e verdades sobre a pesca no Pantanal sul mato-grossense**. Campo Grande: FIPLAN/MS,1986, 146p.

SÚAREZ, Y.R.; PETRERE, M.; CATELLA, A.C. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). **Fisheries Management and Ecology,** v.11, p. 45–50, 2004.

SUZUKI, H.I.; AGOSTINHO, A.A. Reprodução de peixes do reservatório de segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. **Reservatório de segredo: bases ecológicas para o manejo.** Maringá. EDUEM, 1997, p. 163-180.

WALTERS, C.J.; HILBORN, R. Ecological optimization and adaptive management. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 9, p. 157-187, 1978.

WARD, J.V., TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. Regulated Rivers, v. 15, p. 125–139, 1999.

WELCOMME, R.; BARTLEY, D.M. Current approaches to the enhancement of fisheries.**Fisheries Management and Ecology**, v. 5, p. 351-382, 1998.

WELCOMME, R.L.; HALLS, A.S. Dependence of tropical River fisheries on flow. In: **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. V. II. FAO Regional Office for Asia and Pacific, Bangkok, Tahiland. RAP Publication, 2004, p. 267-283.

WELCOMME, R. Relationship between fisheries and the integrity of river systems. **Regulated Rivers: Research & Management,** v. 11, p. 121-136, 1995.

WELCOMME, R. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 6, p. 1-19, 1999.

WELCOMME, R. **Inland fisheries: ecology and management**. FAO/Blackwell Science. 2001. 358p.

WINEMILLER, K.O. Patterns of variation in life history among South American Fishes in Seasonal Enviroments. **Oecologia,** v. 81, p. 225-241, 1989.

ZIOBER, S.R.; BIALETZKI, A.; MATEUS, L.A.F. Effect of abiotic variables on fish eggs and larvae distribution in headwaters of Cuiabá River, Mato Grosso State, Brazil. **Neotropical Ichtyology**, v. 10, nº 1, p. 123-132, 2012.

CAPÍTULO 11 -

ANFÍBIOS E RÉPTEIS EM MUNICÍPIOS DA BACIA DO RIO CUIABÁ[1]

Tainá Figueras Dorado-Rodrigues

André Pansonato

Christine Strüssmann

Introdução

O Brasil é considerado um país mega diverso quanto à sua herpetofauna, apresentando atualmente a mais alta diversidade de anfíbios do mundo (1.026 espécies) e a terceira maior de répteis (795 espécies ou 842, se consideradas as subespécies), entre cobras-cegas, lagartos, serpentes, quelônios e jacarés (SEGALLA et al., 2016; COSTA; BÉRNILS, 2018). Boa parte dessas espécies já foi registrada em Mato Grosso, para o qual são conhecidos cerca de 160 anfíbios e 300 répteis (COSTA; BÉRNILS, 2018). Entretanto, poucos municípios mato-grossenses foram inventariados de forma sistemática quanto à sua herpetofauna. Entre as exceções estão Cuiabá, Chapada dos Guimarães e Nossa Senhora do Livramento, no centro-sul de Mato Grosso, todos situados na Bacia do Rio Cuiabá– BHC.

Após Portugal haver decretado, em 1808, a abertura dos portos brasileiros às nações amigas, naturalistas viajantes de nações

1 Este capítulo foi financiado pelo projeto Sisbiota (Rede ComCerrado/MCTI/CNPq), Inau– Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (CNPQ/MCT/CAPES)e Peld – (CNPQ).

estrangeiras como França, Império Austro-Húngaro, Rússia e Inglaterra puderam realizar expedições em terras brasileiras (VANZOLINI, 1993; PADOAN, 2015). O austríaco Johann Natterer foi um dos exploradores que realizaram coletas na cidade de Cuiabá, já a partir do início do século 19. O material de anfíbios e répteis coletado por Natterer foi enviado ao Museu de Viena, onde foi estudado e serviu de base para a descrição de novas espécies. Outros naturalistas coletaram anfíbios e répteis em Cuiabá, havendo material dessa localidade disperso em museus do Brasil e do mundo. Somente a partir do final do século 20, entretanto, foram publicadas listas parciais das serpentes (CARVALHO; NOGUEIRA, 1998) e de anfíbios e répteis (GUARIM; VILANOVA, 2008) da área urbana de Cuiabá.

Outro município relativamente bem amostrado quanto à herpetofauna de anfíbios e de répteis, dentre os 13 que integram a BHC, é Chapada dos Guimarães. Em uma das publicações mais antigas sobre as espécies presentes na região, Cope (1887) descreveu várias espécies novas para a ciência. Essa publicação baseou-se em material obtido no século XIX pelo naturalista norte-americano Herbert Huntington Smith, que residiu e coletou em Chapada durante dois anos, tendo enviado material para identificação na Academia de Ciências Naturais da Filadélfia, Estados Unidos. Outra listagem de anfíbios e répteis obtidos em Chapada dos Guimarães, durante expedição do naturalista inglês Percy Sladen, foi publicada por Boulenger (1903). Quase um século depois, listas de lagartos (ARAÚJO, 1994) e da herpetofauna em geral (STRÜSSMANN, 2000) foram publicadas para a área do Aproveitamento Múltiplo de Manso, empreendimento hidrelétrico situado a cerca de 65 km a noroeste de Cuiabá e, em sua maior parte, no município de Chapada dos Guimarães.

Coletas de anfíbios e répteis do município de Chapada foram realizadas, também, entre 1996 e 1997, durante o Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico do Estado de Mato Grosso (SEPLAN, 1997; HEYER; MUÑOZ, 1999; SEPLAN, 2001). Posteriormente, entre 2005 e 2006, foram realizados inventários de anfíbios e répteis para o Plano de Manejo do Parque Nacional – PARNA da Chapada dos Guimarães. O material-testemunho obtido durante o estudo encontra-se depositado na Coleção Zoológica de Vertebrados da Universidade Federal de Mato Grosso – CZV-UFMT, constituindo fonte inédita e bastante completa de informações sobre a região.

Para a maior parte dos demais municípios que integram a BHC, mesmo simples listas de espécies são inexistentes ou muito incompletas. A informação disponível sobre a herpetofauna de Barão de Melgaço, por exemplo, consiste em uma curta lista de anfíbios e répteis elaborada para o Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN SESC Pantanal (SESC, 2011). Valério-Brun et al. (2010) listaram os anfíbios da região do Pirizal, situada na planície de inundação do Pantanal, em Nossa Senhora do Livramento, enquanto Santos, Ávila e Kawashita-Ribeiro (2011) registraram a herpetofauna de localidades no município de Nobres.

Apesar da escassa informação disponível em publicações formais, dados secundários, baseados em material depositado na CZV-UFMT, uma vez compilados, podem permitir razoável conhecimento das espécies ocorrentes na BHC. Informações sobre a composição de faunas locais fornecem embasamento para o diagnóstico e monitoramento da qualidade dos habitats e de espécies e podem subsidiar políticas públicas voltadas para a conservação e mitigação de impactos ambientais (por exemplo, BENAYAS et al., 2006).

As principais ameaças à herpetofauna são consequência de atividades antrópicas, sobretudo devido à supressão e degradação de habitats (MELLO; MACHADO; NOGUEIRA, 2015). O rápido crescimento das populações humanas no Brasil gera grandes perdas ambientais, especialmente em regiões onde o agronegócio representa atividade econômica de destaque, a exemplo de Mato Grosso (SILVA JR; LIMA, 2018). O Estado foi responsável por 20% de todo o desmatamento detectado na Amazônia entre agosto de 2016 e julho de 2017 (ICV, 2018). Em parte devido a esse cenário, na última avaliação nacional de espécies ameaçadas de extinção foram incluídas na lista de ameaçadas, pela primeira vez, espécies de anfíbios, lagartos e serpentes originalmente descritas de localidades no Estado de Mato Grosso. Estão em perigo o pequeno lagarto *Bachia didactyla*, descrito há menos de uma década e conhecido de uma única localidade na Chapada dos Parecis, e a serpente *Apostolepis serrana*, da Serra do Roncador. O lagarto *Kentropyx vanzoi* é considerado espécie vulnerável, e o pequeno anfíbio de mata *Allobates brunneus*, da Chapada dos Guimarães, como criticamente ameaçado (ICMBIO, 2018).

A BHC abrange porções dos domínios morfoclimáticos do Pantanal e Cerrado. Neste estudo, apresentamos informações sobre a riqueza e composição das faunas de anfíbios e répteis presentes nos domínios dessa bacia.

Métodos

Realizamos o levantamento de espécies de anfíbios e répteis da BHC (desde as nascentes até a confluência com o Rio Paraguai) com base em informações disponíveis na CZV-UFMT e em outras coleções

zoológicas, por meio da rede *species*Link. Complementamos a base de dados com registros obtidos em planos de manejo de áreas protegidas, relatórios técnicos não publicados, registros publicados na literatura ou oriundos de observações pessoais inéditas, desde que confirmados pelo exame do material-testemunho. A nomenclatura utilizada para os anfíbios segue Frost (2018) e para os répteis, Costa e Bérnils (2018), Uetz, Freed e Hošek (2018) e atualizações taxonômicas ainda mais recentes (como para os lagartos do gênero *Cercosaura*; ver STURARO et al., 2018).

Avaliamos e mapeamos o número de espécies da herpetofauna registradas em 24 áreas de amostragem, distribuídas nos 13 municípios integrantes da BHC. Consideramos como uma área de amostragem um conjunto de localidades próximas, situadas dentro de um *buffer* com 25 km de raio. Também avaliamos a similaridade e a complementaridade da composição de espécies de anfíbios e répteis nos diferentes municípios e apontamos lacunas de amostragem. Elaboramos um dendrograma de similaridade da herpetofauna entre os municípios da BHC usando o algoritmo de distância UPGMA (*unweighted pair group method with arithmetic averages*) e o coeficiente de Jaccard (que avalia medidas de similaridade com base na presença e ausência das espécies; MAGURRAN, 2013). Representamos graficamente a substituição de espécies de anfíbios ao longo da bacia, desde as nascentes até a confluência com o Rio Paraguai, ordenando as espécies de acordo com o gradiente de latitude das áreas de amostragem. Essa ordenação foi realizada apenas para anfíbios – mais conspícuos, mais fáceis de amostrar em curto prazo e, portanto, mais bem amostrados na BHC do que os répteis.

Resultados

A herpetofauna da BHC é composta por 218 espécies: 64 anfíbios e 152 répteis (Tabela 1), dentre os quais há três crocodilianos, cinco quelônios, 13 anfisbênios (cobras-de-duas-cabeças), 38 lagartos e 93 serpentes. Essa riqueza representa cerca de metade das 460 espécies registradas para o Estado de Mato Grosso (40% dos anfíbios e 50,6% dos répteis).

Nenhuma espécie de anfíbio ou réptil esteve presente em 100% dos municípios da BHC. O sapo *Rhinella diptycha* e a perereca *Boana raniceps* (Anexo 1) foram os anfíbios mais frequentes, presentes em dez municípios (77%). Outros 14 anfíbios (sete pererecas e sete rãs) foram registrados em mais de metade dos municípios. A única espécie de cecília (*Siphonops paulensis)* foi registrada apenas em Cuiabá e Chapada dos Guimarães.

Entre os répteis, 12 espécies foram registradas em metade dos municípios amostrados, entre as quais os lagartos teiús *Salvator merianae* e *Tupinambis matipu,* a anaconda *Eunectes murinus,* a jararaca *Bothrops moojeni* e a cascavel *Crotalus durissus*, além do jabuti-piranga *Chelonoidis carbonarius* e o jacaré-do-Pantanal *Caiman yacare* (Anexo 1).

Dentre as espécies registradas em um único município estão três anfíbios (*Leptodactylus sertanejo*, *Pithecopus centralis* e *Scinax* aff. *nebulosus*) e 35 répteis: oito cobras-de-duas-cabeças, com hábitos fossoriais (subterrâneos)*,* seis lagartos*,* 20 serpentes e o jacaré-tinga, *Caiman crocodilus.*

Tabela 1. Anfíbios e répteis registrados em 13 municípios integrantes da Bacia do Rio Cuiabá Número de municípios com registro da espécie (N) e frequência de ocorrência (%)

Táxon	N (%)
AMPHIBIA	
ANURA (Sapos, Rãs e Pererecas)	
Aromobatidae	
Allobates brunneus (Cope, 1887)	2(15,4)
Bufonidae	
Rhinella mirandariberoi (Gallardo, 1965)	3(23,1)
Rhinella major (Müller & Hellmich, 1936)	5(38,5)
Rhinella paraguayensis Ávila, Pansonato & Strüssmann, 2010	6(46,2)
Rhinella diptycha (Cope, 1862)	10(76,9)
Craugastoridae	
Oreobates crepitans (Bokermann, 1965)	3(23,1)
Pristimantis dundeei (Heyer & Muñoz, 1999)	6(46,2)
Dendrobatidae	
Ameerega braccata (Steindachner, 1864)	3(23,1)
Hylidae	
Boana albopunctata (Spix, 1824)	6(46,2)
Boana cf. *geographica* (Spix, 1824)	6(46,2)
Boana lundii (Burmeister, 1856)	2(15,4)
Boana punctata (Schneider, 1799)	5(38,5)
Boana raniceps (Cope, 1862)	10(76,9)
Dendropsophus aff. *Microcephalus*	4(30,8)
Dendropsophus aff. R*ubicundulus*	8(61,5)
Dendropsophus melanargyreus (Cope, 1887)	4(30,8)
Dendropsophus minutus (Peters, 1872)	8(61,5)
Dendropsophus nanus (Boulenger, 1889)	10(76,9)
Dendropsophus tritaeniatus (Bokermann, 1965)	3(23,1)
Lysapsus limellum Cope, 1862	4(30,8)
Ololygon aff.*Catharinae*	2(15,4)
Osteocephalus taurinus Steindachner, 1862	6(46,2)

Táxon	N (%)
Pseudis paradoxa (Linnaeus, 1758)	6(46,2)
Scinax acuminatus (Cope, 1862)	5(38,5)
Scinax aff.*Nebulosus*	1(7,7)
Scinax aff. *Ruber*	6(46,2)
Scinax fuscomarginatus (Lutz, 1925)	8(61,5)
Scinax fuscovarius (Lutz, 1925)	9(69,2)
Scinax nasicus (Cope, 1862)	7(53,8)
Trachycephalus typhonius (Linnaeus, 1758)	8(61,5)
Leptodactylidae	
Adenomera diptyx (Boettger, 1885)	5(38,5)
Adenomera hylaedactyla (Cope, 1868)	3(23,1)
Adenomera sp.	3(23,1)
Leptodactylus aff. *Petersii*	5(38,5)
Leptodactylus chaquensis Cei, 1950	9(69,2)
Leptodactylus elenae Heyer, 1978	6(46,2)
Leptodactylus furnarius Sazima & Bokermann, 1978	2(15,4)
Leptodactylus fuscus (Schneider, 1799)	8(61,5)
Leptodactylus labyrinthicus (Spix, 1824)	8(61,5)
Leptodactylus mystaceus (Spix, 1824)	2(15,4)
Leptodactylus mystacinus (Burmeister, 1861)	4(30,8)
Leptodactylus podicipinus (Cope, 1862)	7(53,8)
Leptodactylus sertanejo Giaretta & Costa, 2007	1(7,7)
Leptodactylus syphax Bokermann, 1969	3(23,1)
Physalaemus albonotatus (Steindachner, 1864)	9(69,2)
Physalaemus biligonigerus (Cope, 1861)	5(38,5)
Physalaemus centralis Bokermann, 1962	5(38,5)
Physalaemus cuvieri Fitzinger, 1826	5(38,5)
Physalaemus nattereri (Steindachner, 1863)	9(69,2)
Pseudopaludicola ameghini (Cope, 1887)	2(15,4)
Pseudopaludicola motorzinho Pansonato, Veiga-Menoncello, Mudrek, Jansen, Recco-Pimentel, Martins & Strüssmann, 2016	6(46,2)
Pseudopaludicola mystacalis (Cope, 1887)	9(69,2)
Pseudopaludicola saltica (Cope, 1887)	3(23,1)
Microhylidae	

Táxon	N (%)
Chiasmocleis albopunctata (Boettger, 1885)	6(46,2)
Chiasmocleis mehelyi Caramaschi & Cruz, 1997	4(30,8)
Dermatonotus muelleri (Boettger, 1885)	2(15,4)
Elachistocleis cesarii (Miranda-Ribeiro, 1920)	2(15,4)
Elachistocleis magnus Toledo, 2010	2(15,4)
Elachistocleis matogrosso Caramaschi, 2010	6(46,2)
Odontophrynidae	
Proceratophrys huntingtoni Ávila, Pansonato & Strüssmann, 2012	3(23,1)
Phyllomedusidae	
Pithecopus araguaius Haga, Andrade, Bruschi, Recco-Pimentel & Giaretta, 2017	3(23,1)
Pithecopus azureus (Cope, 1862)	8(61,5)
Pithecopus centralis (Bokermann, 1965)	1(7,7)
GMNOPHIONA (Cecílias)	
Siphonopidae	
Siphonops paulensis Boettger, 1892	2(15,4)
RÉPTEIS	
SQUAMATA (Cobras-de-duas-cabeças, Lagartos e Serpentes)	
Amphisbaenia (Cobras-de-duas-cabeças**)**	
Amphisbaenidae	
Amphisbaena alba Linnaeus, 1758	5(38,5)
Amphisbaena cf. *borelli* Peracca, 1897	1(7,7)
Amphisbaena brevis Strüssmann & Mott, 2009	1(7,7)
Amphisbaena cuiabana (Strüssmann & Carvalho, 2001)	2(15,4)
Amphisbaena fuliginosa amazonica Vanzolini, 1951	1(7,7)
Amphisbaena mensae Castro, 2000	1(7,7)
Amphisbaena mertensii Strauch, 1881	3(23,1)
Amphisbaena neglecta Dunn & Piatt, 1936	1(7,7)
Amphisbaena roberti Gans, 1964	1(7,7)
Amphisbaena silvestrii Boulenger, 1902	3(23,1)
Amphisbaena steindachneri Strauch, 1881	1(7,7)
Amphisbaena vermicularis Wagler, 1824	5(38,5)
Leposternon infraorbitale (Berthold, 1859)	3(23,1)

Táxon	N (%)
Sauria (Lagartos)	
Anguidae	
Ophiodes aff. S*triatus*	3(23,1)
Dactyloidae	
Norops aff. *Meridionalis*	5(38,5)
Norops cf. *meridionalis*	2(15,4)
Norops fuscoauratus D'Orbigny, 1837	1(7,7)
Gekkonidae	
Hemidactylus mabouia (Moreau de Jonnès, 1818)	6(46,2)
Gymnophthalmidae	
Bachia bresslaui (Amaral, 1935)	3(23,1)
Cercosaura olivacea (Gray, 1845)	6(46,2)
Cercosaura parkeri (Ruibal, 1952)	6(46,2)
Colobosaura modesta (Reinhardt & Lütken, 1862)	5(38,5)
Micrablepharus atticolus Rodrigues, 1996	2(15,4)
Micrablepharus maximiliani (Reinhardt & Lütken, 1862)	5(38,5)
Hoplocercidae	
Hoplocercus spinosus Fitzinger, 1843	3(23,1)
Iguanidae	
Iguana iguana (Linnaeus, 1758)	4(30,8)
Mabuyidae	
Copeoglossum nigropunctatum (Spix, 1825)	6(46,2)
Manciola guaporicola (Dunn, 1935)	5(38,5)
Notomabuya frenata (Cope, 1862)	5(38,5)
Phyllodactylidae	
Phyllopezus przewalskii Koslowsky, 1895	3(23,1)
Polychrotidae	
Polychrus acutirostris Spix, 1825	6(46,2)
Sphaerodactylidae	
Coleodactylus brachystoma (Amaral, 1935)	3(23,1)
Gonatodes hasemani Griffin, 1917	1(7,7)
Gonatodes humeralis (Guichenot, 1855)	4(30,8)
Teiidae	
Ameiva ameiva (Linnaeus, 1758)	6(46,2)

Táxon	N (%)
Ameiva aff. *parecis*	1(7,7)
Ameivula ocellifera sp. 1	4(30,7)
Ameivula ocellifera sp. 2	3(23,1)
Dracaena paraguayensis Amaral, 1950	2(15,4)
Kentropyx aff. *viridistriga* sp. 1	1(7,7)
Kentropyx aff. *viridistriga* sp. 2	1(7,7)
Kentropyx paulensis (Boettger, 1893)	2(15,4)
Kentropyx vanzoi Gallagher & Dixon, 1980	2(15,4)
Salvator merianae Duméril & Bibron, 1839	7(53,8)
Tupinambis matipu Silva, Ribeiro-Júnior & Avila-Pires, 2018	7(53,8)
Tupinambis quadrilineatus Manzani & Abe, 1997	3(23,1)
Tropiduridae	
Stenocercus sinesaccus Torres-Carvajal, 2005	3(23,1)
Tropidurus cf. *lagunablanca*	6(46,1)
Tropidurus itambere Rodrigues, 1987	2(15,4)
Tropidurus oreadicus Rodrigues, 1987	2(15,4)
Tropidurus torquatus (Wied, 1820)	6(46,2)
Serpentes	
Aniliidae	
Anilius scytale (Linnaeus, 1758)	2(15,4)
Anomalepididae	
Liotyphlops beui (Amaral, 1924)	1(7,7)
Liotyphlops ternetzii (Boulenger, 1896)	2(15,4)
Boidae	
Boa constrictor constrictor Linnaeus, 1758	4(30,8)
Corallus hortulanus (Linnaeus, 1758)	2(15,4)
Epicrates crassus Cope, 1862	5(38,5)
Eunectes murinus (Linnaeus, 1758)	8(61,5)
Eunectes notaeus Cope, 1862	3(23,1)
Colubridae	
Chironius exoletus (Linnaeus, 1758)	1(7,7)
Chironius flavolineatus (Jan, 1863)	5(38,5)
Chironius laurenti Dixon, Wiest & Cei, 1993	5(38,5)
Chironius quadricarinatus (Boie, 1827)	2(15,4)

Táxon	N (%)
Drymarchon corais (Boie, 1827)	6(46,2)
Drymoluber brazili (Gomes, 1918)	1(7,7)
Leptophis ahaetulla (Linnaeus, 1758)	5(38,5)
Mastigodryas bifossatus (Raddi, 1820)	5(38,5)
Mastigodryas boddaerti (Sentzen, 1796)	6(46,2)
Oxybelis aeneus (Wagler, 1824)	2(15,4)
Spilotes pullatus (Linnaeus, 1758)	4(30,8)
Spilotes sulphureus (Wagler, 1824)	1(7,7)
Tantilla melanocephala (Linnaeus, 1758)	4(30,8)
Dipsadidae	
Apostolepis aff.*Borelli*	4(30,8)
Apostolepis assimilis (Reinhardt, 1861*)*	4(30,8)
Apostolepis sp.1	1(7,7)
Apostolepis lineata Cope, 1887	1(7,7)
Apostolepis sp.2	2(15,4)
Apostolepis vittata (Cope, 1887)	2(15,4)
Atractus reticulatus (Boulenger, 1885)	1(7,7)
Atractus taeniatus Griffin, 1916	1(7,7)
Boiruna maculata (Boulenger, 1896)	1(7,7)
Clelia plumbea (Wied, 1820)	3(23,1)
Dipsas bucephala (Shaw, 1802)	1(7,7)
Dipsas indica indica Laurenti, 1768	2(15,4)
Erythrolamprus aff. *Aesculapii*	4(30,8)
Erythrolamprus almadensis (Wagler, 1824)	8(61,5)
Erythrolamprus cf. *maryellenae* (Dixon, 1985)	1(7,7)
Erythrolamprus poecilogyrus schotti (Schlegel, 1837)	7(53,8)
Erythrolamprusreginae semilineatus (Wagler, 1824)	5(38,5)
Erythrolamprus sp.	1(7,7)
Erythrolamprus taeniogaster (Jan, 1863)	2(15,4)
Erythrolamprus typhlus (Linnaeus, 1758)	4(30,8)
Helicops angulatus (Linnaeus, 1758)	6(46,2)
Helicops leopardinus (Schlegel, 1837)	6(46,2)
Helicops polylepis Günther, 1861	1(7,7)
Hydrodynastes bicinctus (Herrmann, 1804)	1(7,7)
Hydrodynastes gigas (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	6(46,2)

Táxon	N (%)
Hydrops caesurus Scrocchi, Ferreira, Giraudo, Ávila & Motte, 2005	1(7,7)
Imantodes cenchoa (Linnaeus, 1758)	4(30,8)
Leptodeira annulata annulata (Linnaeus, 1758)	5(38,5)
Lygophis dilepis (Cope, 1862)	1(7,7)
Lygophis meridionalis (Schenkel, 1901)	5(38,5)
Lygophis paucidens Hoge, 1953	3(23,1)
Mussurana bicolor (Peracca, 1904)	3(23,1)
Oxyrhopus guibei Hoge & Romano, 1978	3(23,1)
Oxyrhopus cf. *petolarius*	2(15,4)
Oxyrhopusrhombifer inaequifasciatus Werner,1909	5(38,5)
Oxyrhopus trigeminus Duméril, Bibron & Duméril, 1854	6(46,2)
Phalotris matogrossensis Lema, D'Agostini & Cappellari, 2005	4(30,8)
Phalotris nasutus (Gomes, 1915)	1(7,7)
Philodryas agassizii (Jan, 1863)	2(15,4)
Philodryas mattogrossensis Koslowsky, 1898	1(7,7)
Philodryas nattereri Steindachner, 1870	6(46,2)
Philodryas olfersii (Liechtenstein, 1823)	4(30,8)
Philodryas patagoniensis (Girard, 1858)	4(30,8)
Philodryas psammophidea Günther, 1872	2(15,4)
Phimophis guerini (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	4(30,8)
Pseudoboa nigra (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	7(53,8)
Pseudoeryx plicatilis (Linnaeus, 1758)	5(38,5)
Psomophis genimaculatus (Boettger, 1885)	5(38,5)
Rhachidelus brazili Boulenger, 1908	1(7,7)
Sibynomorphus mikanii (Schlegel, 1837)	4(30,8)
Sibynomorphus turgidus (Cope, 1868)	8(61,5)
Taeniophallus occipitalis (Jan, 1863)	3(23,1)
Thamnodynastes chaquensis Bergna & Alvarez, 1993	5(38,5)
Thamnodynastes hypoconia (Cope, 1860)	3(23,1)
Thamnodynastes lanei Bailey, Thomas & Silva-Jr, 2005	2(15,4)
Xenodon matogrossensis (Scrocchi & Cruz, 1993)	2(15,4)
Xenodon merremii (Wagler, 1824)	7(53,8)
Xenodon nattereri (Steindachner, 1867)	2(15,4)
Xenodon severus (Linnaeus, 1758)	2(15,4)
Xenopholis werdingorum Jansen, Álvarez & Köhler, 2009	3(23,1)

Táxon	N (%)
Elapidae	
Micrurus frontalis (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	3(23,1)
Micrurus cf. *lemniscatus*	1(7,7)
Micrurus surinamensis (Cuvier, 1817)	2(15,4)
Micrurus tricolor Hoge, 1956	3(23,1)
Leptotyphlopidae	
Epictia tenella (Klauber, 1939)	2(15,4)
Trilepida brasiliensis (Laurent, 1949)	3(23,1)
Trilepida koppesi (Amaral, 1955)	1(7,7)
Typhlopidae	
Amerotyphlops brongersmianus (Vanzolini, 1976)	3(23,1)
Viperidae	
Bothrops mattogrossensis Amaral, 1925	5(38,5)
Bothrops moojeni Hoge, 1966	9(69,2)
Bothrops pauloensis Amaral, 1925	2(15,4)
Crotalus durissus durissus Linnaeus, 1758	7(53,8)
TESTUDINES (Quelônios)	
Cryptodira	
Testudinidae	
Chelonoidis carbonarius (Spix, 1824)	8(61,5)
Chelonoidis denticulatus (Linnaeus, 1766)	3(23,1)
Pleurodira	
Chelidae	
Acanthochelys macrocephala (Rhodin, Mittermeier & McMorris, 1984)	3(23,1)
Mesoclemmys vanderhaegei (Bour, 1973)	3(23,1)
Phrynops geoffroanus (Schweigger, 1812)	3(23,1)
CROCODYLIA (Jacarés)	
Alligatoridae	
Caiman crocodilus (Linnaeus, 1758)	1(7,7)
Caiman yacare (Daudin, 1802)	7(53,8)
Paleosuchus palpebrosus (Cuvier, 1807)	4(30,8)

Nota: Construção dos autores

Os municípios de Chapada dos Guimarães e Cuiabá apresentaram maior número de espécies (168 e 164, respectivamente) e podem ser considerados os mais bem amostrados (Tabela 2). As duas regiões de amostragem dentro do município de Chapada dos Guimarães apresentaram 152 e 121 espécies, nas proximidades do APM Manso e nas proximidades do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, respectivamente. No município de Cuiabá, as regiões com maior número de espécies são a área urbana (137 espécies), a região do Rio Claro (94 espécies) e o distrito do Coxipó-Açu (47 espécies) (Figura 1).

O número de espécies de anfíbios e répteis nos municípios situados na planície do Pantanal foi de 107 espécies em Santo Antônio de Leverger, 79 em Nossa Senhora do Livramento, 68 em Poconé e 60 em Barão de Melgaço. Apenas o último município, entretanto, tem a totalidade de sua área inserida na planície alagável, com altitudes inferiores a 200 m. Por outro lado, Santo Antônio, com a maior riqueza de espécies, apresenta maior diversidade fitofisiográfica, com altitudes que podem ultrapassar 700 m. Nossos dados corroboram as informações já publicadas sobre a menor riqueza de espécies em localidades na planície, em relação aos planaltos circundantes (JUNK et al., 2006; STRÜSSMANN et al., 2011).

O baixo número de espécies registrado em municípios como Campo Verde e Nova Brasilândia, onde a riqueza conhecida representa menos de 5% do total de anfíbios e répteis na BHC, pode estar associado ao baixo esforço amostral, o que resulta em escasso material nas coleções zoológicas analisadas. Entretanto, coletas e registros realizados durante licenciamentos ambientais, em muitos casos, não são incorporados em coleções zoológicas ou disponibilizados em bases

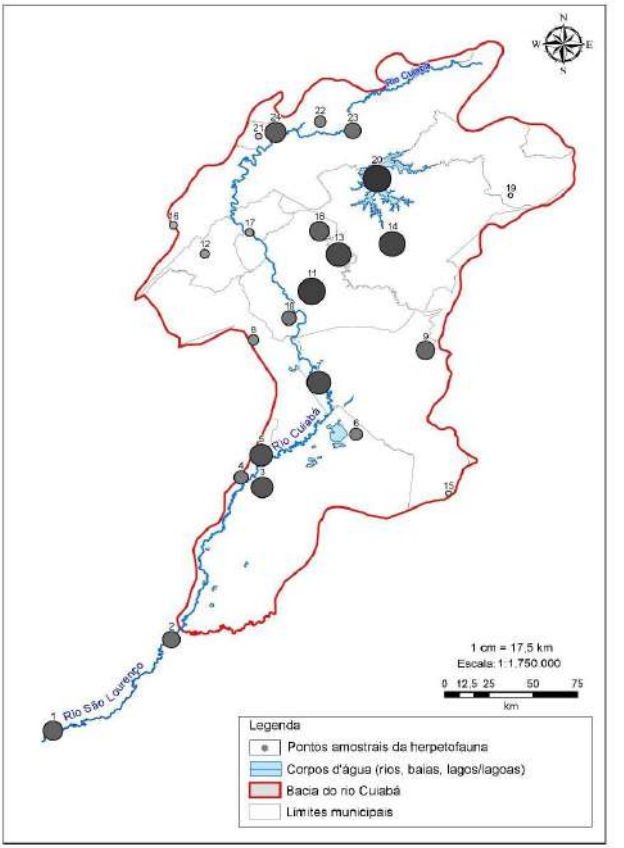
de dados públicas, podendo resultar em falsas lacunas de amostragem. Essas lacunas, por sua vez, podem gerar interpretações errôneas sobre padrões de distribuição de espécies e representar entraves ainda maiores à sua conservação (LEMES et al., 2011).

Tabela 2. Número de espécies de anfíbios e répteis registrados nos 13 municípios integrantes da Bacia do Rio Cuiabá

Municípios	Anfíbios	Lagartos	Serpentes	Anfisbênios	Cágados e Jabutis	Jacarés	Total de espécies por município
Chapada dos Guimarães	53	31	69	9	4	2	168
Cuiabá	55	29	68	6	4	2	164
Santo Antônio deLeverger	41	18	40	5	2	1	107
Nossa Senhora do Livramento	34	9	32	1	2	1	79
Nobres	30	17	22	0	3	2	74
Poconé	28	16	22	1	0	1	68
Barão de Melgaço	26	13	18	1	1	1	60
Rosário Oeste	21	9	13	1	2	0	46
Várzea Grande	4	0	20	4	1	2	31
Jangada	12	1	6	0	1	0	20
Acorizal	14	0	2	0	0	0	16
Campo Verde	5	0	2	0	0	0	7
Nova Brasilândia	1	0	1	0	0	0	2
Total de espécies por grupo taxonômico	64	40	93	13	5	3	218

Nota: Construção dos autores

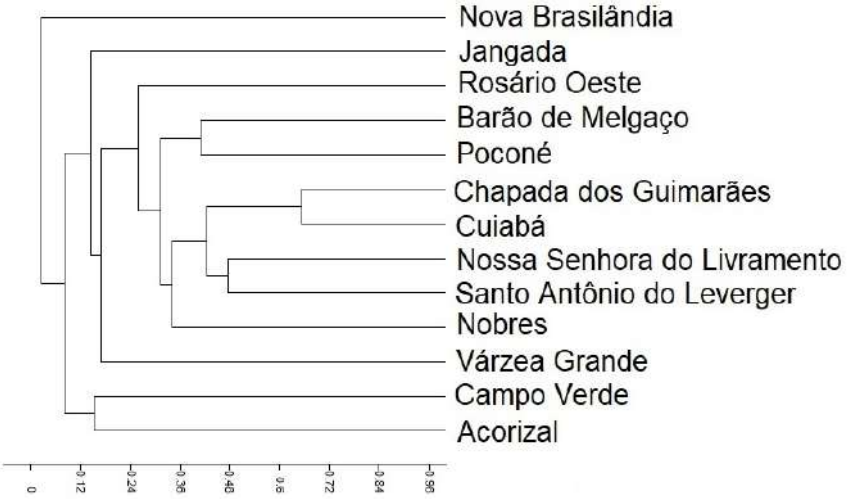
Figura 1. Proporção relativa (tamanho do círculo) de espécies de anfíbios e répteis registradas em 24 regiões de amostragem analisadas no presente estudo, distribuídas nos 13 municípios integrantes da Bacia do Rio Cuiabá - POCONÉ: PARNA Pantanal (1), Porto Jofre (2) e Parque SESC Baía das Pedras (4); BARÃO DE MELGAÇO: RPPN SESC Pantanal (3); NOSSA SENHORA DO LIVRAMENTO: Pirizal (5) e área urbana (8); SANTO ANTÔNIO DELEVERGER: Mimoso (6), Fazenda Experimental da UFMT (7) e São Vicente (9); VÁRZEA GRANDE (10); CUIABÁ: área urbana (11), Rio Claro (13) e Coxipó-Açu (18); JANGADA (12); CHAPADA DOS GUIMARÃES: PARNA Chapada dos Guimarães e arredores (14); Manso (20); CAMPO VERDE (15); ROSÁRIO OESTE: Bauxi (16); APA Cuiabá (23); ACORIZAL: Rodovia entre Acorizal e Rosário Oeste (17); NOVA BRASILÂNDIA: Fazenda Brasil (19); NOBRES: Gruta da Cantina (21), Bom Jardim (22), LT 230Kv (24).



Nota: Construção dos autores

Nos 13 municípios avaliados, a similaridade na composição da herpetofauna variou entre 5 e 68% (Figura 2), percentuais que também podem estar influenciados pelo conhecimento incompleto e desigual nos diferentes municípios. Por exemplo, municípios com poucos registros, como Campo Verde, Nova Brasilândia, Jangada e Acorizal, apresentaram menos de 15% de similaridade. Já os dois municípios mais bem amostrados – Cuiabá e Chapada dos Guimarães – apresentaram a mais alta similaridade (68%). Do total de espécies de anfíbios e répteis registradas na BHC (218), 131 são comuns aos dois municípios. Outras 37 espécies só foram registradas em Chapada dos Guimarães e 33, somente em Cuiabá, o que representa 35% de complementaridade entre essas áreas, que juntas abrigam 201 espécies de anfíbios e répteis (92% do total na BHC).

Figura 2. Dendrograma de similaridade (Jaccard) na composição de anfíbios e répteis entre os 13 municípios inseridos na Bacia do Rio Cuiabá



Nota: Construção dos autores

Na Tabela 3 são apresentados valores de complementaridade da composição da herpetofauna entre cada par de municípios. Valores mais baixos representam municípios que se complementam menos, por terem composição mais semelhante. Dentre os municípios situados (total ou parcialmente) na planície do Pantanal, Nossa Senhora do Livramento e Santo Antônio deLeverger são os mais similares quanto à composição da herpetofauna (48%). Esses municípios compartilham 60 de um total de 126 espécies. Outras 19 espécies somente ocorrem em Nossa Senhora do Livramento e 47 somente em Santo Antônio deLeverger, o que equivale a uma complementaridade de 52%. Barão de Melgaço e Poconé, municípios com as mais baixas altitudes dentro desse conjunto, também apresentam cerca de metade de suas espécies em comum, complementando-se em 59%.

Tabela 3. Complementaridade de espécies (%) de anfíbios e répteis entre os 13 municípios inseridos na Bacia do Rio Cuiabá

Municípios	Barão de Melgaço	Campo Verde	Chapada dos Guimarães	Cuiabá	Jangada	Nobres	Nossa Senhora do Livramento	Nova Brasilândia	Poconé	Rosário Oeste	Santo Antônio de Leverger	Várzea Grande
Acorizal	87	85	92	90	87	85	83	100	89	91	91	96
Barão de Melgaço		98	80	67	87	78	57	100	59	78	62	88
Campo Verde			96	96	92	92	95	87	96	94	95	97
Chapada dos Guimarães				35	89	61	69	99	77	74	57	85
Cuiabá					89	64	56	99	68	75	48	82
Jangada						87	82	95	83	80	87	89
Nobres							71	100	78	68	69	82
Nossa Senhora do Livramento								97	57	70	52	79
Nova Brasilândia									97	98	99	100
Poconé										80	64	89
Rosário Oeste											76	81
Santo Antônio deLeverger												82

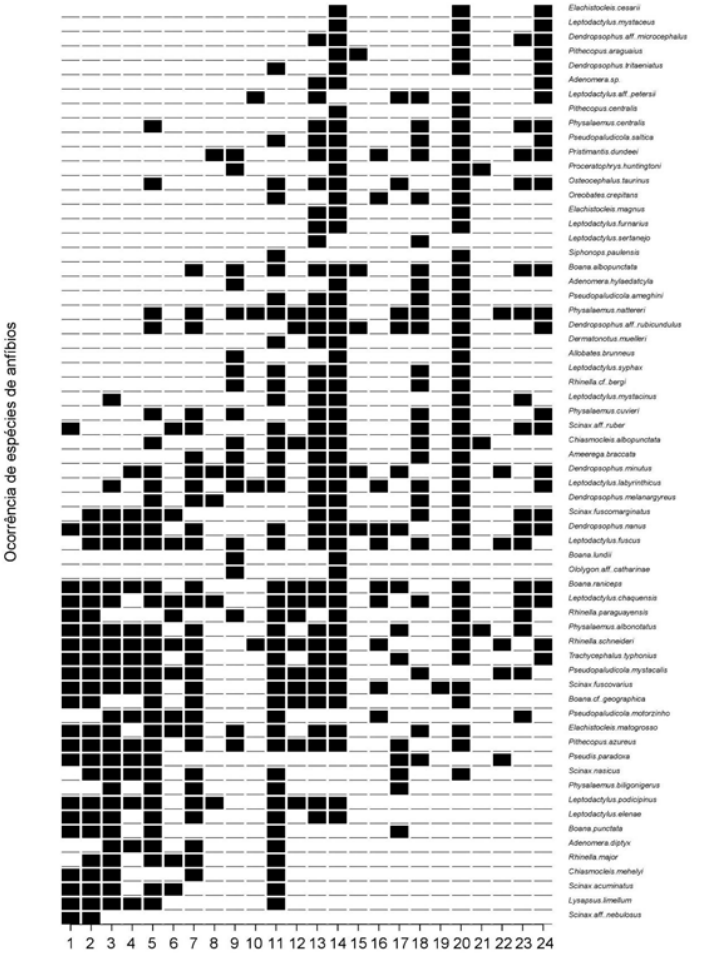
Nota: Construção dos autores

Dentre as 218 espécies registradas para a bacia, apenas 17 não foram encontradas nos municípios de Cuiabá e/ou Chapada dos Guimarães: a perereca *Scinax* aff. *nebulosus* (Figura 3) e 16 espécies de répteis, sendo três anfisbênios, seis lagartos e sete serpentes. Juntos, portanto, esses dois municípios abrigam 92% de toda a diversidade herpetofaunística da BHC. Para garantir a manutenção dessa diversidade, seria vital estabelecer uma unidade de proteção integral em áreas ainda íntegras na Baixada Cuiabana.

Cerca de metade do pequeno grupo de espécies não registradas em Cuiabá e/ou Chapada dos Guimarães são "pantaneiras", somente encontradas em habitats particulares da planície inundável do Pantanal, a exemplo da bírbola *Dracaena paraguayensis,* a sucuri-amarela *Eunectes notaeus* e a cobra-d'água *Hydrops caesurus* (Anexo 2). Outras espécies são de encontro fortuito, como as cobras-de-duas-cabeças (de hábitos fossoriais), ou não foram ainda satisfatoriamente identificadas e podem ser novas para a ciência, a exemplo de lagartos dos gêneros *Ameivula* e *Kentropyx*. Adicionalmente, algumas espécies apresentam distribuição marginal na BHC. Por exemplo, o lagarto *Gonatodes hasemani* e a serpente *Dipsas bucephala* somente foram registrados em municípios situados nos extremos sudoeste e norte da BHC, respectivamente.

Uma análise de ordenação dos anfíbios registrados ao longo de um gradiente de latitude das regiões de amostragem na BHC mostra substituição de espécies: enquanto algumas são exclusivas de regiões de cabeceiras na porção alta da bacia, outras são exclusivas de regiões inseridas na planície do Pantanal (Figura 3).

Figura 3. Ordenação direta com base na presença de espécies de anfíbios registradas nas 24 regiões de amostragem distribuídas nos 13 municípios integrantes da Bacia do Rio Cuiabá - POCONÉ: PARNA Pantanal (1), Porto Jofre (2) e Parque SESC Baía das Pedras (4); BARÃO DE MELGAÇO: RPPN SESC Pantanal (3); NOSSA SENHORA DO LIVRAMENTO: Pirizal (5) e área urbana (8); SANTO ANTÔNIO DELEVERGER: Mimoso (6), Fazenda Experimental da UFMT (7) e São Vicente (9); VÁRZEA GRANDE (10); CUIABÁ: área urbana (11), Rio Claro (13) e Coxipó-Açu (18); JANGADA (12); CHAPADA DOS GUIMARÃES: PARNA Chapada dos Guimarães e arredores (14); Manso (20); CAMPO VERDE (15); ROSÁRIO OESTE: Bauxi (16); APA Cuiabá (23); ACORIZAL: Rodovia entre Acorizal e Rosário Oeste (17); NOVA BRASILÂNDIA: Fazenda Brasil (19); NOBRES: Gruta da Cantina (21), Bom Jardim (22), LT 230Kv (24).



Nota: Construção dos autores

Considerações Finais

Cerca de 10% da herpetofauna da Bacia do Rio Cuiabá não pode ser identificadaaté o nível de espécie, o que reflete o conhecimento taxonômico ainda limitado sobre os anfíbios e répteis da área. A caracterização e descrição adequada dessas espécies, possivelmente novas para a ciência, dependem da coleta e análise de material adicional: séries de indivíduos adultos, girinos, material genético, vocalizações e outras evidências. Esses procedimentos, no entanto, têm sido restringidos ou mesmo vetados pelos órgãos ambientais em processos de licenciamento que envolvem diagnóstico de fauna, o que deve ser revisto, considerando a necessidade de melhores informações sobre a herpetofauna na BHC.

Com base nas informações disponíveis até o momento, podem ser consideradas endêmicas da BHC a cobra-de-duas-cabeças Amphisbaena brevis, lagartos do gênero *Kentropyx* e serpentes do gênero *Apostolepis* e os anfíbios *Ololygon* aff. *catharinae*, *Pithecopus centralis* (Anexo 3), *Proceratophrys huntingtoni*, *Scinax* aff. *nebulosus* (Anexo 4) e *Allobates brunneus*. Esta última, assim como o lagarto *Kentropyx vanzoi* (Anexo 3), consta do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, sendo essas espécies consideradas, respectivamente, como criticamente ameaçada e vulnerável (ICMBIO, 2016). No entanto, mesmo os limites taxonômicos e geográficos de ambas as espécies ainda são mal conhecidos (COLLI et al., 2016; HADDAD et al., 2016). Uma preocupação maior é o fato de que nenhuma das duas espécies está protegida oficialmente nas unidades de conservação existentes no interior da BHC. A alocação de recursos mediante edital induzido por parte de órgãos de fomento à pesquisa é aqui apontada como uma das

ações possíveis e importantes para obter melhores informações sobre essas e outras espécies ameaçadas no Estado de Mato Grosso.

Algumas das espécies presentes na BHC podem sofrer impactos devido à utilização ilegal (caça, tráfico, emprego como pets etc.), somada à perda de habitats (CITES, 2017; IUCN, 2017). Nesse sentido, o sapinho *Ameerega braccata* (Anexo 4), os lagartos teiús, o sinimbu *Iguana iguana* e todas as serpentes constritoras da família Boidae (Anexo 5), quelônios e jacarés merecem atenção especial. Ações mais efetivas de fiscalização são essenciais, também, para evitar o estabelecimento de populações de espécies exóticas, indesejado e danoso para a fauna autóctone. A única espécie exótica registrada em condições naturais na BHC, até o momento, é a lagartixa-de-parede *Hemidactylus mabouia*, de origem africana. Entretanto, outros répteis exóticos, como o lagarto-barbudo *Pogona vitticeps* (Austrália), a cobra-do-milho *Pantherophis guttatus* (América do Norte), pítons (*Python* spp.) e tartarugas (*Trachemys scripta*) são ilegalmente importados e mantidos como pets, havendo o potencial de sua soltura na natureza.

A falta de fiscalização sobre a exportação e/ou criação ilegal de espécies exóticas pode fazer com que estas se tornem invasoras e venham a representar graves ameaças à fauna nativa. Quando essas espécies são liberadas em um ambiente novo, encontram muitas presas mas nenhum de seus predadores nativos, o que permite que suas populações possam crescer rapidamente. Além disso, faltam conhecimentos, instrumentos legais e recursos (materiais e humanos) para dar destinação adequada a esses animais, uma vez apreendidos ou encontrados na natureza.

Entre as serpentes peçonhentas presentes na BHC há quatro espécies de jararacas *(Bothrops* spp.), quatro corais verdadeiras (*Micrurus*

spp.) e a cascavel (*Crotalus durissus*) (Anexo 6). Estudos não publicados evidenciam que a abundância dessas serpentes aumenta em ambientes rurais alterados por manejo antrópico. Apesar de potencialmente causadoras de acidentes em animais e seres humanos, algumas dessas serpentes convivem pacificamente com estes, a exemplo da coral verdadeira *Micrurus surinamensis* (Anexo 6). De hábitos semiaquáticos, essa serpente é frequentemente avistada por turistas e guias de turismo em córregos e riachos no município de Nobres.

Outra serpente temida, mas que convive com populações humanas sem maiores conflitos – ou em condições de ampla desvantagem (veja MIRANDA; RIBEIRO-JR; STRÜSSMANN, 2016) – é a anaconda ou sucuri-verde, Eunectes murinus. A espécie está presente em pelo menos oito (61%) dos 13 municípios da BHC. Em Cuiabá e Várzea Grande, órgãos como a Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA, Corpo de Bombeiros, Batalhão de Polícia Militar de Proteção Ambiental e universidades são frequentemente acionados para o resgate e realocação de anacondas encontradas na área urbana, bem como de jiboias e jacarés. Apesar de pertenceram à fauna nativa, a destinação desses indivíduos também é problemática, pela pouca articulação entre os órgãos mencionados, inadequação dos métodos de manejo e contenção utilizados, inexistência de locais adequados para sua manutenção temporária, falta de conhecimentos sobre a biologia das espécies e sobre a capacidade de suporte dos locais de soltura.

Mesmo que o número de espécies da herpetofauna aqui listado para a BHC possa ser considerado alto (64 espécies de anfíbios e 154 espécies de répteis), encontramos lacunas de amostragens em metade dos municípios, nos quais nunca foram realizados inventários sistemáticos dessa fauna. A presença de muitas espécies

ainda não descritas reforça a necessidade de melhores informações, dependentes da coleta e análise de espécimes adicionais. Parcerias entre pesquisadores e instituições e aporte financeiro para pesquisas em áreas reconhecidas como prioritárias para inventários podem mudar esse quadro e fornecer dados importantes sobre espécies bioindicadoras, espécies com potencial para bioprospecção e áreas prioritárias para conservação, entre outras informações.

Agradecimentos. Este estudo foi realizado durante uma época de grande dificuldade política e econômica no Brasil. Além de cortes substanciais nos orçamentos para a pesquisa científica, o governo brasileiro vem utilizando órgãos ambientais como instrumento de manipulação política e julgamos inaceitável politizar ao invés de priorizar a investigação científica. Os autores agradecem a Felipe Curcio, responsável pela coleção de anfíbios e répteis da UFMT; a Rafael Martins Valadão, Albedi Andrade Cerqueira Junior, Natália Smaniotto e Leonardo Moreira pela cessão de fotografias inéditas; à Síria Ribeiro, Ricardo Kawashita Ribeiro, Drausio Honório Morais, Robson Waldemar Ávila, Liliana Piatti, Jacqueline Pimentel e Vanda Lúcia Ferreira, por informações não publicadas e/ou auxílio na resolução de dúvidas sobre a identidade de algumas espécies; à Eliane Sartor pela confecção do mapa.

Referências

ARAÚJO, A.F.B. Comunidades de lagartos brasileiros. In: NASCIMENTO, L.B.; BERNARDES, A.T.; COTTA, G.A. (eds.). **Herpetologia no Brasil,** 1. Belo Horizonte: PUC-MG; Fundação Biodiversitas; Fundação Ezequiel Dias, 1994. p. 58-67.

BENAYAS, J.M.R.; MONTAÑA, E.D.L; BELLIURE, J.; EEKHOUT, X.R. Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. **Journal of Environmental Management**, v. 79, p. 279-289, 2005.

BOULENGER, G.A. List of the batrachians and reptiles collected by M. A. Robert at Chapadá, Matto Grosso, and presented by Mrs. Percy Sladen to the British Museum. **Proceedings of the Zoological Society of London**, v. 2, nº1, p. 69-70, 1903.

CARVALHO, M.A.; NOGUEIRA, F. Serpentes da área urbana de Cuiabá, Mato Grosso: aspectos ecológicos e acidentes ofídicos associados. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 14, nº 4, p. 753-763, 1998.

CITES. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Appendices I, II and III. UNEP, 2017. Disponível em: <https://cites.org/sites/default/files/eng/app/2017/E-Appendices-2017-10-04.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2018.

COLLI, G.R. et al. **Avaliação do risco de extinção de Kentropyx vanzoi Gallagher & Dixon, 1980, no Brasil**. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio, 2016. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/carga-estado-de-conservacao/8163-repteis-kentropyx-vanzoi>. Acesso em: 1 jun. 2018.

COPE, E.D. Synopsis of the Batrachia and Reptilia obtained by H. H. Smith in the Province of Mato Grosso, Brazil. **Proceedings of the American Philosophical Society**, v. 24, nº 125, p. 44-60, 1887.

COSTA, H.C.; BÉRNILS, R.S. Répteis do Brasil e suas unidades federativas: Lista de espécies. **Herpetologia Brasileira**, v. 7, nº 1, p. 1-57, 2018.

FROST. **Amphibian Species of the World 6.0, an Online Reference**. The American Museum of Natural History, 2018. Disponível em: <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>. Acesso em: 1 jun. 2018.

GUARIM, V.L.M.S.; VILANOVA, S.R.F. (org.) **Parques urbanos de Cuiabá, Mato Grosso:** Mãe Bonifácia e Massairo Okamura. Cuiabá: Entrelinhas, EdUFMT, 2008. 112p.

HADDAD, C.F.B. et al. **Avaliação do risco de extinção de Allobates brunneus** (Cope, 1887). Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio, 2016. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7535-anfibios-allobates-brunneus.html>. Acesso em: 1 jun. 2018.

HEYER, W.R.; MUÑOZ, A.M. Validation of Eleutherodactylus crepitans Bokermann, 1965, notes on the types and type locality of Telatrema heterodactylum Miranda-Ribeiro, 1937, and description of a new species of Eleutherodactylus from Mato Grosso, Brazil (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). **Proceedings of the Biological Society of Washington**, v. 112, nº1, p. 1-18, 1999.

ICV. Instituto Centro de Vida. **Análise do Desmatamento em Mato Grosso** (Prodes/2017). Infogram, 2018. Disponívem em: <https://www.icv.org.br/2017/10/25/mato-grosso-segue-longe-de-acabar-com-desmatamento-ilegal/>. Acesso em: 1 jun. 2018.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Sumário Executivo. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio/MMA, 2016. 76 pp. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/dcom_sumario_executivo_livro_vermelho_da_fauna_brasileira_ameacada_de_extincao_2016.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2018.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Espécies Ameaçadas - Lista 2014**. Brasília: ICMBio/MMA, 2018. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/lista-de-especies>. Acesso em: 1 jun. 2018.

IUCN .**The IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2017-3. 2017. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 1 jun. 2018.

JUNK, W.J.; CUNHA, C.N.; WANTZEN, K.M.; PETERMANN, P.; STRÜSSMANN, C.; MARQUES, MI.; ADIS, J. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Sciences,** v. 68, p. 278-309, 2006.

LEMES, P.; FALEIRO, F.A.M.V.; TESSAROLO, G.; LOYOLA, R.D. Refinando Dados Espaciais para a Conservação da Biodiversidade. **Natureza & Conservação**, v. 9, nº 2, p. 240-243, 2011.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Malden, USA: Wiley-Blackwell, 2013, 264 p.

MELLO, P.L.H.; MACHADO, R.B.; NOGUEIRA, C.C. Conserving biogeography: Habitat loss and vicariant patterns in endemic squamates of the Cerrado hotspot. **PLoS ONE**, 10.8: e0133995, 2015.

MIRANDA, E.B.P.; RIBEIRO-JR., R.P.; STRÜSSMANN, C. The ecology of human-anaconda conflict: a study using internet videos. **Tropical Conservation Science**, v. 9, nº 1, p. 43-77, 2016.

PADOAN, L.L.F. Explorando o desconhecido: As contribuições dos viajantes naturalistas para as Ciências Naturais no Brasil do século XVIII e XIX. **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas**, v. 19, nº1, p. 194-201, 2015.

SANTOS, M.M.; ÁVILA, R.W.; KAWASHITA-RIBEIRO, R.A. Checklist of the amphibians and reptiles in Nobres municipality, Mato Grosso state, central Brazil. **Herpetology Notes**, v. 4, p. 455-461, 2011.

SEGALLA, M.V; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C.A.G.; GRANT, T.; HADDAD, C.F.B.; GARCIA, P.C.A; BERNECK, B.V.M; LANGONE, J.A. Brazilian amphibians: List of species. Herpetologia Brasileira, v. 5, nº 2, p. 34-46, 2016.

SEPLAN. Secretaria de Planejamento. Governo do Estado de Mato Grosso. Projeto de Desenvolvimento Agroambiental do Estado de Mato Grosso (PRODEAGRO). **Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico.** Diagnóstico sócio-econômico-ecológico do Estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação da 2ª aproximação. Fauna. Parte 1: Consolidação de dados secundários, nível compilatório. Cuiabá: SEPLAN, BIRD, 1997. 77 p. (Relatório não publicado; DSEE-FN-RT-001).

SEPLAN. Secretaria de Planejamento. Governo do Estado de Mato Grosso. Projeto de Desenvolvimento Agroambiental do Estado de Mato Grosso (PRODEAGRO). **Diagnóstico sócio-econômico-ecológico do Estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação da 2ª Aproximação do Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico**. Relatório técnico consolidado da fauna para o Estado de Mato Grosso. Parte 2: Sistematização das informações temáticas. Nível compilatório. Cuiabá: SEPLAN, BIRD, 2002. 156 p. + Anexos (Relatório não publicado; DSEE-FN-RT-002).

SESC. Serviço Social do Comércio. **Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural do SESC Pantanal**. Rio de Janeiro: SESC, Departamento Nacional, 2011. 148 p. (Conhecendo o Pantanal, 3).

SILVA JR., C.A.; LIMA, M. Soy Moratorium in Mato Grosso: Deforestation undermines the agreement. **Land Use Policy**, v. 71, p. 540-542, 2018.

SPECIESLINK. **Consulta de dados biológicos** (Tools and data: speciesBase). CRIA, 2018. Disponível em: <http://www.splink.org.br/index?lang=pt>. Acesso em: 11 Abril 2018.

STRÜSSMANN, C. Herpetofauna.In: ALHO, C.J.R. (coord.). **Fauna Silvestre da Região do Rio Manso, Mato Grosso**. Brasília: IBAMA, ELETRONORTE, 2000. p. 153-189.

STRÜSSMANN, C.; MOTT, T. Sympatric amphisbaenids from Manso Dam region, Mato Grosso State, Western Brazil, with the description of a new two-pored species of Amphisbaena (Squamata, Amphisbaenidae).

Studies on Neotropical Fauna and Environment, v. 44, p. 37-46, 2009.

STRÜSSMANN, C.; PRADO, C.P.A.; FERREIRA, V.L.; KAWASHITA-RIBEIRO, R.A. Diversity, ecology, management and conservation of amphibians and reptiles of the Brazilian Pantanal: a review. In: JUNK, W.J.; DA SILVA, C.J.; CUNHA, C.N.; WANTZEN, K.M. (eds.). **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia: Pensoft Publishers, 2011. p. 495-519.

STURARO, M.J.; RODRIGUES, M.T.; COLLI, G.R.; KNOWLES, L.L.; AVILA-PIRES, T.C.S.Integrative taxonomy of the lizards Cercosaura ocellata species complex (Reptilia: Gymnophthalmidae). **Zoologischer Anzeiger**, v. 275, p. 37-65, 2018.

UETZ, P.; FREED, P.; HOŠEK, J. (ed.). **The Reptile Database.** Disponível em: <http://www.reptile-database.org>. Acesso em: 13 jun. 2018.

VALÉRIO-BRUN, L.M.; PANSONATO, A.; SOLINO-CARVALHO, L.A.; STRÜSSMANN, C.; MOTT, T; SILVEIRA, R.M.L. Sapos, rãs e pererecas. In: FERNANDES, I.M.; SIGNOR, C.A.; PENHA, J. (eds.). **Biodiversidade no Pantanal de Poconé**. Manaus: Áttema, 2010. p. 115-136.

VANZOLINI, P.E. As viagens de Johann Natterer no Brasil, 1817-1835. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 38, n. 3, p. 17-60, 1993.

ANEXOS

Anexo 1. Espécies de anfíbios e répteis mais frequentes registrados na Bacia do Rio Cuiabá: sapo *Rhinella diptycha* (a), a perereca *Boana raniceps* (b), o jacaré-do-Pantanal *Caiman yacare* (c), os teiús *Salvator merianae* (d) e *Tupinambis matipu* (e), e a anaconda *Eunectes murinus* (c).

Anexo 2. Espécies "pantaneiras" encontradas somente em habitats particulares da planície inundável do Pantanal: a sucuri-amarela *Eunectes notaeus* (a), a cobra-d'água *Hydrops caesurus* (b), e a bírbola *Dracaena paraguayensis* (c).

Anexo 3. Espécies consideradas endêmicas da Bacia do Rio Cuiabá (a perereca *Pithecopus centralis*; a) e espécies que constam no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, consideradas como criticamente ameaçada (*Allobates brunneus*; b) e vulnerável (o lagarto *Kentropyx vanzoi*; c).

Anexo 4. Algumas espécies de anfíbios da Bacia do Rio Cuiabá: *Ameerega braccata* (a), *Rhinella major* (b), *Rhinellamirandariberoi* (c), *Trachycephalus typhonius* (d), *Dendropsophus minutus* (e), *Dendropsophus melanargyreus* (f), *Scinax acuminatus* (g), *Scinax fuscovarius* (h), *Dendropsophus* aff. *rubicundulus* (i), *Pithecopus azureus* (j), *Boana geographica* (k), *Leptodactylus sertanejo* (l), *Physalaemus albonotatus* (m), *Adenomera sp.,* (n), *Leptodactylus elenae* (o), *Pseudopaludicola motorzinho* (p), *Chiasmocleis albopunctata* (q), *Elachistocleis matogrosso* (r).

Anexo 5. Algumas das serpentes presentes na Bacia do Rio Cuiabá: *Boa constrictor* (a), *Epicrates crassus* (b), *Amerotyphlops brongersmianus* (c), *Chironius flavolineatus* (d), *Leptophis ahaetulla* (e), *Phimophis guerini* (f), *Helicops angulatus* (g), *Erythrolamprus almadensis* (h), *Xenopholis werdingorum* (i), *Philodryas psammophidea* (j), *Apostolepis vittata* (k), *Erythrolamprus reginaesemilineatus* (l), *Oxyrhopus rhombifer inaequifasciatus* (m), *Oxyrhopus trigeminus* (n), *Apostolepis assimilis* (o), *Leptodeira annulata* (p), *Erythrolamprus poecylogyrus* (q), *Mastigodryas boddaerti* (r).

Anexo 6. Algumas das serpentes peçonhentas presentes na Bacia do Rio Cuiabá: *Crotalus durissus* (a), *Bothrops matogrossensis* (b), *Bothrops moojeni* (c), *Micrurus frontalis* (d), *Micrurus tricolor* (e)e *Micrurus surinamensis* (f).

Parte 4. Gestão Ambiental

Capítulo 12 -

AVANÇOS E DESAFIOS DA POLÍTICA DE RECURSOS HÍDRICOS QUANTO AOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO

Margarida Marchetto

Luiz Henrique Magalhães Noquelli

Luciana Aparecida Zago de Andrade

Márcio de Araújo Silva

Sérgio Rodrigues Ayrimoraes Soares

Rosana Mendes Evangelista

Histórico

Na década de 1930 surgiram os primeiros códigos voltados para a mineração, pesca, florestas, fauna e águas. Especificamente sobre a Gestão de Recursos Hídricos, em 1934 foi aprovado o Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934, criando-se o Código de Águas, que teve como foco principal o aproveitamento racional da energia hidráulica (BRASIL, 1934) e o uso da água na indústria, por meio de uma gestão setorial, centralizada, focada na gestão quantitativa, ou seja, a qualidade da água não era parte da gestão, e pouco vinculada aos aspectos ambientais. A água poderia ser um bem privado ou público, como detalhado a seguir:

> As águas eram de dominialidade particular, as nascentes e todas as águas situadas em terrenos que também o sejam, quando as mesmas não estiverem classificadas entre as águas comuns de todos, as águas públicas ou as águas comuns. Tal posicionamento foi confirmado pelo art. 94 do referido Código: "O proprietário de uma nascente não pode

> desviar-lhe o curso quando da mesma se abasteça uma população" (BRASIL, 1934).

Esse código foi considerado mundialmente como uma das mais completas entre as leis de água já produzidas até então (POMPEU, 2004). Embora avançado para a época em que surgiu, não foi complementado pelas leis e regulamentos previstos necessários a sua completa e adequada aplicação. Essa lacuna, com a posterior promulgação de leis extravagantes, provocou verdadeiro retrocesso na gestão das águas do Brasil (POMPEU, 2004).

Em 1981 criou-se a Política Nacional de Meio Ambiente e constituiu-se o Sistema Nacional de Meio Ambiente – SISNAMA, por meio da Lei 6.938 de 31 de agosto, que mesmo tratando como um dos seus princípios a racionalização do uso da água, tem como foco basicamente a Política Ambiental (BRASIL, 1981).

A Constituição Federal de 1988 foi de suma importância para a Gestão das Águas, especialmente quanto à dominialidade, dado o disposto no artigo 20 que instituiu como bem da União os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio ou que banhem mais de um estado, sirvam de limites com outros países ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais. O artigo 26 determina que os bens do Estado são "as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas, neste caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União" (BRASIL, 1988). Com isso, as águas deixam de ser propriedade privada e passam a ser um bem público. Porém, o processo de regulamentação da gestão dos recursos hídricos a partir da Constituição foi lento, com alguns avanços pontuais, como ocorrido no Estado de São

Paulo (Lei nº 7.663 de 1991) e em seis outros estados, que aprovaram suas leis estaduais entre 1992 e 1997.

A Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento – CNUMAD, conhecida também como ECO-92, realizada no Rio de Janeiro em 1992, teve como objetivo principal a busca de meios para conciliar o desenvolvimento socioeconômico com a conservação e proteção dos ecossistemas, levando para o conceito do desenvolvimento sustentável difundido mundialmente. Esse evento teve como produto das discussões a Agenda 21 que traz medidas efetivas e necessárias para diminuir a degradação ambiental do planeta (BRASIL, 1992).

Além desse evento, ocorreram várias discussões em foros mundiais, culminando, no final do século XX "em novas iniciativas na legislação de recursos hídricos e na organização institucional, que começaram a ser implementadas em muitos países, decorrentes do reconhecimento de que sem a evolução na legislação e sem novas formas de administração e organização das instituições que planejam e gerenciam os recursos hídricos é impossível implantar avanços tecnológicos e de participação da sociedade" (TUNDISI, 2003).

A Agenda 21, que foi um dos principais resultados da conferência Eco-92, impulsionou a elaboração e a aprovação da Política de Recursos Hídricos no Brasil cinco anos depois desse evento (Lei nº 9.433 de 1997), após os compromissos firmados pelo governo brasileiro, inspirado no modelo francês. Os princípios e fundamentos dessa Política são os seguintes:

> A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos

> Hídricos – SINGREH, trazendo em seus fundamentos a água como bem de domínio público, de acordo com a Carta Magna. Esta Lei estabelece alguns princípios, quais sejam: a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; em situações de escassez o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais; a gestão de recursos hídricos deve ocorrer proporcionando os usos múltiplos da água; a bacia hidrográfica é a unidade de planejamento e gerenciamento; a gestão de recursos hídricos deve ser descentralizada e participativa e deve haver a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental (BRASIL, 1997)

Essa lei traz mudanças conceituais importantes, especificamente que a água é um bem público, finito e que tem valor econômico, devendo ser gerida no âmbito das bacias hidrográficas e de forma descentralizada, por meio da participação social nos comitês de bacias hidrográficas.

A bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento adquiriu esse status a partir dos conflitos relativos à oferta hídrica em quantidade e qualidade que fossem suficientes tanto para a perpetuação da acumulação de riqueza e sua reprodução quanto para a garantia da sobrevivência humana, sem a qual não há a reprodução do capital e consequente desenvolvimento. A bacia hidrográfica é justamente o palco dessas ações e degradações, refletindo todos os efeitos. A identificação da bacia como elemento catalisador dos processos ambientais e das interferências humanas tem conduzido à aplicação do conceito de "gerenciamento de bacias hidrográficas (RESCHILIAN; BEVILACQUA, 2012).

A adoção da bacia hidrográfica como unidades de gerenciamento dos recursos hídricos representa um grande desafio, principalmente

porque a bacia deve ser administrada de maneira integral, compreendendo as inter-relações entre os ecossistemas terrestres com os cursos d'água, incluindo a vegetação, os solos, o relevo, o clima e todas as consequências decorrentes das diferentes atividades humanas. Essa abordagem integral não é tarefa fácil, pois além de envolver quase todos os setores da sociedade, como saneamento, hidrelétrico, turismo, indústria, pesca, educação, saúde, infraestrutura, comércio, mineração e agropecuária, e as diferentes instituições públicas e privadas desses setores, também esbarra na forma como funciona estas instituições e nas estruturas burocráticas, que têm dificuldades de ações coordenadas e conjuntas.

A descentralização da gestão dos recursos hídricos trata-se de uma concepção de gestão pública compartilhada, na qual por meio dos Comitês de Bacia Hidrográficas – CBH envolve-se, além do poder público, os usuários de recursos hídricos e a sociedade civil no gerenciamento dos recursos. Dessa maneira, os diversos interesses são compatibilizados no processo de organização e planejamento da gestão participativa dos recursos hídricos.

No mesmo ano da aprovação da Política Nacional foi promulgada a Política Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso, definida na Lei nº 6.945 de 1997, em consonância com a Política Nacional. Vale mencionar que nesse ano outros 12 estados brasileiros também já contavam com suas próprias leis, mas todas as 27 unidades da federação tiveram suas respectivas Políticas de Recursos Hídricos somente a partir de 2007 (ANA, 2016), demonstrando que os avanços na legislação não foram homogêneos em todo o país.

Gestão de Recursos Hídricos no contexto das políticas Nacional e Estadual de Recursos Hídricos

Conforme os termos da Lei nº 9.433/1997, integram o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH: a) o Conselho Nacional de Recursos Hídricos; b) a Agência Nacional de Águas – ANA; c) os Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal; d) os Comitês de Bacia Hidrográfica; e) os órgãos dos poderes públicos federal, estaduais, do Distrito Federal e municipais cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos; f) as Agências de Água.

Cada um desses possui suas atribuições determinadas nessa lei ou normas derivadas, que em suma podem ser classificados como entes responsáveis pela formulação de políticas e pela sua implementação.

Em 2000, foi criada por meio da Lei 9.984 de 17 de julho a ANA, que é uma entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, vinculada ao Ministério do Meio Ambiente, com a finalidade de implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 2000).

A complexidade que envolve a implementação dessa política pública tem gerado algumas assimetrias no sistema, em âmbito nacional. Enquanto, por exemplo, o Estado do Maranhão ainda não criou comitê algum, o Estado de São Paulo conseguiu criar todos os comitês previstos para o seu território, inclusive em alguns desses já há arrecadação com a cobrança pelo uso da água (MORAIS; FADUL; CERQUEIRA, 2018).

Em Mato Grosso, o Sistema Estadual de Recursos Hídricos encontra-se em estágio intermediário de funcionamento em relação

aos demais estados brasileiros, sendo formado pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CEHIDRO, pelo Órgão Coordenador/Gestor (Superintendência de Recursos Hídricos – SURH da Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso – SEMA) e pelos Comitês de Bacia Hidrográfica (Figura 1).

Figura 1. Esquema representativo do Sistema Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso

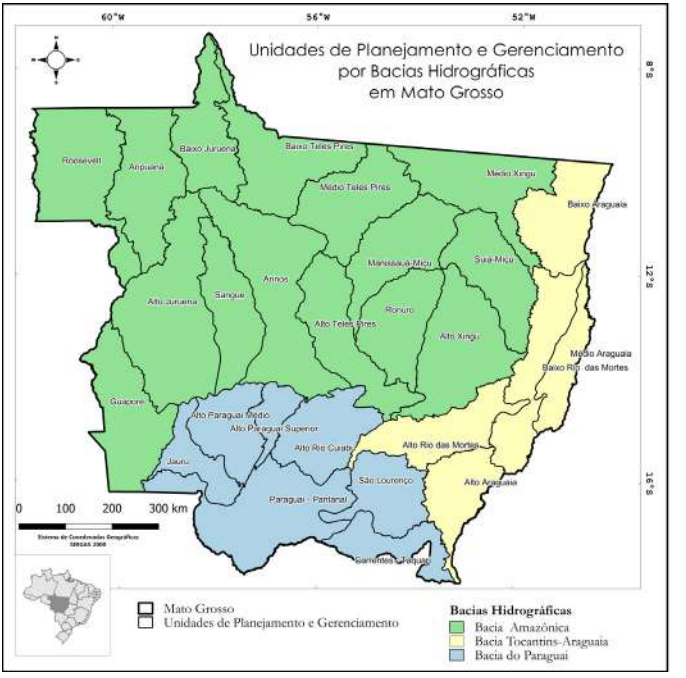
Nota: Construção dos autores.

O CEHIDRO é um Conselho de Estado que tem representações do poder público, dos usuários e da sociedade civil organizada, e está em plena atividade desde 2003. Tem como competência exercer funções normativas, deliberativas e consultivas pertinentes à formulação, implantação e acompanhamento da política de recursos hídricos do Estado.

O órgão coordenador/gestor de recursos hídricos em Mato Grosso é a SEMA, que é o braço executivo para a implementação das políticas de recursos hídricos na esfera estadual, e está estruturada por meio de sua Superintendência de Recursos Hídricos.

Mato Grosso, para um melhor gerenciamento das águas por meio do CEHIDRO, aprovou a Resolução nº 05 de 18 de agosto de 2006, quando instituiu a Divisão Hidrográfica do Estado, que conta com 27 Unidades de Planejamento e Gerenciamento dos Recursos Hídricos, sendo: 7 na Região Hidrográfica do Paraguai, 5 na Região Hidrográfica Tocantins Araguaia e 15 na Região Hidrográfica Amazônica (Figura 2).

Figura 2. Unidades de Planejamento e Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de Mato Grosso



Fonte: Elaborado por Leandro Obadowiski Bruno, cedido do banco de dados da SEMA.

Os Comitês de Bacias Hidrográficas ou "Parlamento das Águas" são os órgãos colegiados, integrantes do Sistema Estadual de Recursos Hídricos, que reúnem órgãos governamentais, sociedade civil e usuários e que tem como meta discutir a Gestão dos Recursos Hídricos na sua Bacia Hidrográfica de abrangência, para otimizar a utilização da água, administrar conflitos e também evitar o surgimento de conflitos futuros. Dentre as funções que competem aos comitês, estão a de arbitrar, em casos de conflitos de usos da água na bacia, e aprovar e acompanhar os planos e projetos que deverão ser elaborados e implementados na bacia pelo órgão gestor da política de recursos hídricos.

O funcionamento dos comitês parte do princípio de que os diversos atores localizados em uma mesma bacia, definida como unidade de gestão dos recursos hídricos, devem dialogar e decidir o que é melhor para a sua bacia. São os que vivem na bacia que sabem dos seus problemas e podem, assim, apontar soluções, o que não deixa de ser mais um desafio.

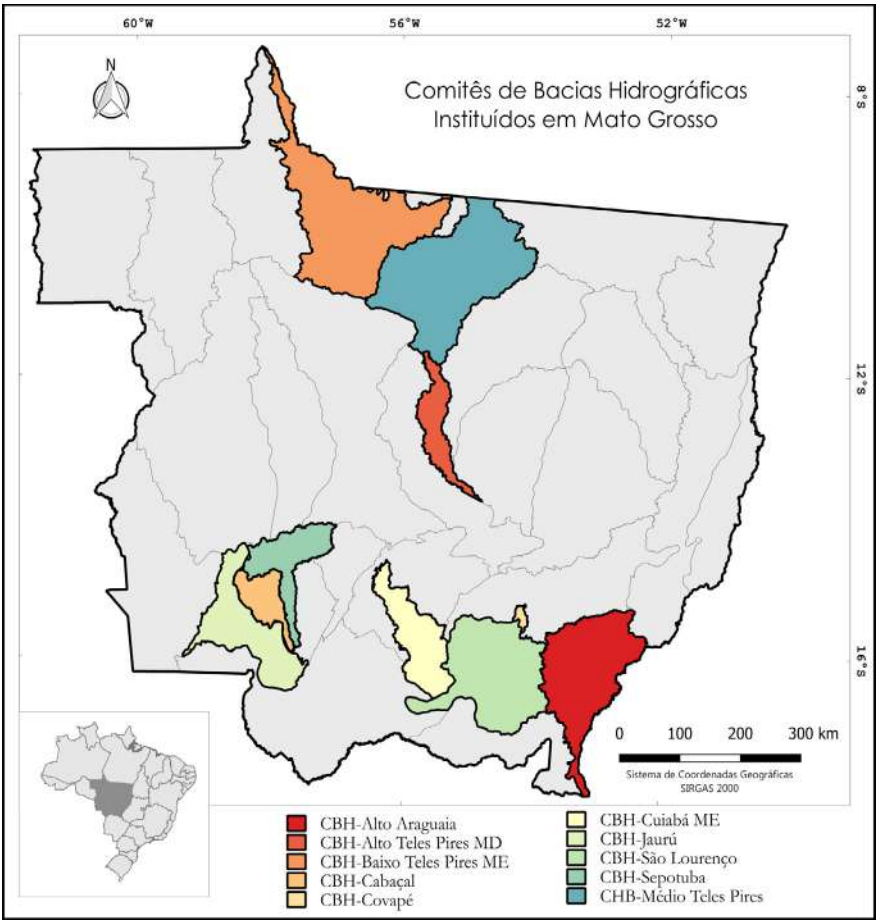
Nesse sentido, realizar a gestão das águas por bacia, envolvendo muitas vezes diversos municípios, de forma integrada aos vários setores e instituições da administração local, estadual ou federal, com participação das sociedade e dos setores usuários da água, tanto públicos quanto privados, é realmente uma tarefa hercúlea frente à realidade funcional e estrutural dessas instituições e à pouca tradição de participação da sociedade na tomada direta de decisões, especificamente no Estado de Mato Grosso.

Outro aspecto que dificulta a gestão integrada e criação e/ou funcionamento dos Comitês de Bacias – CBH é a boa disponibilidade de água na maioria dos municípios, em quantidade e em qualidade

adequadas aos usos, tendo em vista a reduzida população do Estado (3,3 milhões de habitantes) e o predomínio da atividade agrícola, que depende muito mais das chuvas regulares do que de mananciais para irrigação, um uso da água ainda incipiente. Isso implica em poucos conflitos de uso da água se comparado a outros estados brasileiros mais populosos e/ou com menos disponibilidade de água, e em dificuldades em demonstrar aos gestores locais, setores usuários da água e sociedade civil a necessidade da gestão preventiva e de longo prazo. Esses fatores podem explicar em conjunto o reduzido número de comitês criados até o momento em Mato Grosso considerando a extensa rede de drenagem de seu território. Em São Paulo e no Rio de Janeiro, por exemplo, existem 21 e 9 CBHs, respectivamente, presentes em todas as bacias hidrográficas, devido à grande população, que reflete em aumento de problemas e conflitos, além de escassez quantitativa e qualitativa registrada em várias bacias, a exemplo da crise hídrica ocorrida em São Paulo entre 2014 e 2015.

Atualmente, esse estado conta com 10 comitês efetivamente implantados (Figura 3), sendo que o primeiro foi criado em 2003 (CBH Covapé).

Figura 3. Comitês de Bacias Hidrográficas no Estado de Mato Grosso



Fonte: Elaborado por Leandro Obadowiski Bruno, cedido do banco de dados da SEMA.

Na Bacia do Rio Cuiabá – BHC foi instituído o Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes da Margem Esquerda do Rio Cuiabá, cuja data de posse foi 22 de março de 2017 e, desde então, são realizadas reuniões ordinárias bimestrais. A área de atuação desse comitê abrange as sub-bacias dos rios Manso, Casca, Coxipó, Aricá-Açu, Aricá-Mirim,

Mutum, todos os córregos da área urbana de Cuiabá, entre outros afluentes menores.

O Rio Cuiabá é considerado um rio federal e, por ter uma pequena parte de sua área de drenagem no Pantanal situada na divisa com Mato Grosso do Sul, não pertence à área de atuação desse comitê. De certa forma, essa separação representa um obstáculo à gestão dos recursos hídricos na BHC, por separar a gestão dos afluentes da gestão do rio principal. A gestão dos afluentes, que são todos rios estaduais, deve ser realizada de forma compartilhada entre o órgão gestor estadual (SEMA) e o referido comitê. Por outro lado, a gestão do Rio Cuiabá deve ser realizada pelo órgão gestor federal (ANA) e um comitê de rio federal, cuja composição, caso existisse, deveria contar com membros dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Conforme informações verbais de um membro desse comitê, estão sendo realizados estudos e ações em sua área de atuação quanto aos seguintes aspectos: 1) preparação do termo de referência para o plano da bacia, incluindo o levantamento dos principais usuários da água junto à SEMA; 2) levantamento da qualidade da água dos córregos urbanos para subsidiar o enquadramento transitório; 3) desenvolvimento do portal do comitê para gerenciamento dos documentos dos membros; 4) revisão do regimento interno, que já foi entregue à SEMA para revisão. Dentre as dificuldades que vêm sendo encontradas, foi mencionada principalmente a falta de suporte administrativo e de recursos que permitam avançar nessas tarefas.

Esse suporte já está previsto para ser efetuado por meio do Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas – PROCOMITÊS da ANA, que aporta recursos orçamentários na forma de transferência, pelo alcance de metas

acordadas, incluindo o CBH dos Afluentes da Margem Esquerda do Rio Cuiabá.

Os instrumentos de gestão

Os instrumentos de gestão da Política de Recursos Hídricos, descritos no artigo 5º da Lei nº 9.433, são: os Planos de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos, a cobrança pelo uso da água e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos, detalhados a seguir.

Planos de Recursos Hídricos

Os Planos de Recursos Hídricos são instrumentos de gestão de recursos hídricos de longo prazo, com horizonte de planejamento compatível com o período de implantação de seus programas e projetos, que visam fundamentar e orientar a implementação das Políticas Nacional, Estaduais e Distrital de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos no âmbito das respectivas bacias hidrográficas. Os Planos de Recursos Hídricos podem ser elaborados por bacia hidrográfica, por estado e para o país.

Na área de abrangência do Estado do Mato Grosso temos os seguintes planos de recursos hídricos aprovados: Plano Nacional de Recursos Hídricos – PNRH; Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai – PRH Paraguai e Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH. Atualmente, não existe plano específico de nenhuma

bacia hidrográfica estadual. Essa lacuna de planos de bacias no Estado tem relação com a disponibilidade de recursos financeiros para a sua elaboração, que por sua vez é reforçado pela percepção de abundância de água, ou seja, pela elevada disponibilidade de água em relação às demandas. De acordo com essa percepção, a abundância da água é de fato responsável pelas muitas falhas na gestão, pois induz a um descuido entre a população em geral e os políticos, o que não a torna uma prioridade política ou orçamentária (SCHULZ; IORIS, 2017). Com as projeções climáticas prevendo diminuição na precipitação e um clima muito mais seco para as próximas décadas, o Estado pode enfrentar um desafio similar quanto à percepção generalizada de recursos hídricos ilimitados no futuro (SCHULZ; IORIS, 2017). De certa forma, isso já vem ocorrendo, tendo em vista os inúmeros registros de crises de água em várias bacias na época da estiagem, considerando a expressiva sazonalidade de chuvas a que está sujeita maior parte das bacias de Mato Grosso.

Plano Nacional de Recursos Hídricos

O Plano Nacional de Recursos Hídricos – PNRH é um dos instrumentos que orienta a gestão das águas no Brasil. O conjunto de diretrizes, metas e programas que constituem o PNRH foi construído em amplo processo de mobilização e participação social. O documento final foi aprovado pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH em 30 de janeiro de 2006 (BRASIL, 2006).

O objetivo geral do plano é "estabelecer um pacto nacional para a definição de diretrizes e políticas públicas voltadas para a melhoria da oferta de água, em quantidade e qualidade, gerenciando as

demandas e considerando ser a água um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais, sob a ótica do desenvolvimento sustentável e da inclusão social" (BRASIL, 1997). Os objetivos específicos são assegurar: "1) a melhoria das disponibilidades hídricas, superficiais e subterrâneas, em qualidade e quantidade; 2) a redução dos conflitos reais e potenciais de uso da água, bem como dos eventos hidrológicos críticos e 3) a percepção da conservação da água como valor socioambiental relevante".

O PNRH é revisado e atualizado periodicamente às realidades das Regiões Hidrográficas, visando aperfeiçoar e aprofundar temas a partir de análises técnicas e de consultas públicas. Com isso, o plano se configura num processo de estudo, diálogo, revisão e aprovação contínuos. O PNRH atual estará vigente até 2020 e encontra-se em andamento pelo MMA e ANA a elaboração do marco lógico do processo de elaboração do novo PNRH, que deverá entrar em vigor em 2021.

Plano Estadual de Recursos Hídricos

O governo do Estado de Mato Grosso, por meio do órgão gestor e em parceria com a sociedade civil organizada, concentrou esforços na construção do PERH, com os objetivos de promover a melhoria da disponibilidade hídrica em qualidade e quantidade suficientes para a atual e futuras gerações, a redução de conflitos pelo uso da água e a percepção da conservação da água como valor socioambiental relevante.

Esse plano foi construído considerando as especificidades e particularidades regionais das 27 Unidades de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos – UPGs de Mato Grosso e se

desdobra em quatro macrodiretrizes divididas em 19 programas e subdivididas em 40 projetos que deverão ser implementados em curto, médio e longo prazo até o ano 2027.

A sociedade foi envolvida ativamente na elaboração do plano participando das oficinas e dos encontros públicos.

O plano foi construído em três etapas: Diagnóstico, Prognóstico e Programas e Projetos, contando com quatro componentes (diretrizes):

Componente I: Desenvolvimento e Implementação de Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos.

Componente II - Desenvolvimento Legal e Institucional da Gestão Integrada de Recursos Hídricos.

Componente III: Desenvolvimento Tecnológico e Capacitação.

Componente IV: Articulação institucional de interesse a gestão de recursos hídricos.

O PERH foi aprovado pela Resolução CEHIDRO-MT nº 26, de 2 de junho de 2009 (MATO GROSSO, 2009) e suas atualizações, parciais ou totais, deverão ser feitas sempre que a evolução das questões relativas ao uso dos recursos hídricos assim recomendar. Com esse objetivo foi criada a Câmara Técnica de Acompanhamento do PERH, junto ao CEHIDRO, conforme Resolução nº 11, de 29 de março de 2007, com o intuito de acompanhar a execução do referido plano (MATO GROSSO, 2007).

Esse acompanhamento é fundamental, pois em reuniões desse Conselho tem-se apontado que alguns programas e projetos propostos no PERH não foram efetivamente implementados desde sua aprovação.

A avaliação das ações propostas no plano inclui, principalmente, se as mesmas são exequíveis frente à real necessidade, à realidade hídrica, ao orçamento e à estrutura institucional. Por outro lado, alguns programas propostos avançaram consideravelmente desde a aprovação do PERH, como, por exemplo, o monitoramento da qualidade da água, o fomento à criação de comitês e a regulamentação legal, especificamente para a outorga de uso da água. Quanto ao monitoramento, vale destacar que a bacia do Estado com maior quantidade de pontos de coleta de água e com maior frequência nas amostragens é a do Rio Cuiabá. Esse programa vem gerando uma importante base de dados para o Sistema de Informações, que é integrante do SINGREH, contribuindo de maneira substancial para a gestão dos recursos hídricos na BHC.

Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai

Voltado prioritariamente para a implementação dos instrumentos de gestão previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos, o PRH Paraguai tem o propósito fundamental de reunir dados atualizados sobre a Região Hidrográfica do Paraguai, interpretá-los e mapeá-los; definir cenários futuros; identificar áreas críticas e propor diretrizes para os instrumentos de gestão; estabelecer objetivos e metas; definir ações de curto, médio e longo prazos e os custos envolvidos, constituindo assim um instrumento de planejamento estratégico de longo prazo, para uma adequada gestão dos recursos hídricos dessa região hidrográfica (ANA, 2018a).

Foi priorizada a elaboração de propostas para a solução de problemas para os quais existe governança do sistema de gestão de recursos hídricos atuante na região, considerando seu nível e escala de

competências, notadamente aqueles de responsabilidade dos órgãos gestores de recursos hídricos – ANA, SEMA-MT e Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul – IMASUL-MS, tendo em vista que a RH Paraguai está situada entre esses dois estados.

O plano constitui, assim, um ponto de partida imprescindível para a tomada de decisões rumo à sustentabilidade hídrica da Região Hidrográfica do Paraguai sob uma visão integrada dos seus recursos hídricos, fortalecendo a atuação contínua e articulada dos diversos atores envolvidos, permitindo-lhes gerir os recursos hídricos de forma efetiva, garantindo o seu uso múltiplo, racional e sustentável, em benefício das gerações presentes e futuras.

A BHC não possui um plano específico de bacia, mas como está inserida na Região Hidrográfica do Paraguai faz parte da abrangência desse plano (ANA, 2018a).

Enquadramento dos corpos de água em classes

O enquadramento dos corpos d'água é o estabelecimento do nível de qualidade (classe) a ser alcançado ou mantido em um segmento de corpo d'água ao longo do tempo e é regulamentado pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA nº 357, de 2005 (BRASIL, 2005). Mais que uma simples classificação, deve ser visto como um instrumento de planejamento, pois deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir ou ser mantidos nos corpos d'água para atender às necessidades estabelecidas pela comunidade, levando em conta as suas prioridades de uso (BRASIL, 2005).

Em 2014 foi dado o primeiro passo em relação ao enquadramento dos rios de Mato Grosso, com a aprovação da proposta de enquadramento transitório, de acordo com a Resolução CEHIDRO nº 91 (MATO GROSSO, 2014).

Foram preparadas pela Superintendência de Recursos Hídricos da SEMA, que é a Secretaria Executiva do CEHIDRO, cinco propostas de enquadramento transitório com metas progressivas definidas, todas em rios da BHC situados na área urbana de Cuiabá. Essas estão dispostas nas resoluções nº 68, 69, 70, 71 e 72 datadas de 11 de setembro de 2014 (MATO GROSSO, 2014a, 2014b, 2014c, 2014d e 2014e), enquadrando os seguintes corpos d'água da área urbana de Cuiabá: Córrego Três Barras, Córrego do Caju, Córrego Gumitá, Córrego Carumbé, Córrego do Moinho, Córrego do Urubu, Córrego Castelhano, Rio Coxipó, Córrego do Barbado, Córrego Engole Cobra, Córrego Mané Pinto, Ribeirão do Lipa, Córrego Quarta-feira, Córrego São Gonçalo e Córrego São Mateus. Esse enquadramento é válido até a aprovação do enquadramento formal pelo CEHIDRO, tendo a SEMA o prazo de cinco anos para elaborar e implementar o referido enquadramento.

Esse enquadramento foi baseado nos dados de monitoramento da qualidade da água realizados pela SEMA, que indicam um elevado estado de degradação desses corpos d'água ou trechos de rios urbanos. Considerando que em curto e médio prazos não há previsão de investimentos em saneamento que possam reverter a histórica situação de poluição e contaminação desses córregos, o enquadramento transitório em classe 3 e 4 fez-se necessário para adequar a realidade desses corpos d'água. Por outro lado, o efetivo enquadramento desses córregos deverá considerar um dos princípios da legislação,

que se refere à melhoria contínua da qualidade da água, bem como as interfaces setoriais, especialmente com o saneamento, setor diretamente relacionado à situação de degradação em que se encontram esses corpos d'água.

Com relação aos demais rios que compõem a BHC, todos pertencem a rios de classe 2, pois ainda não há enquadramento formal, transitório ou não. Os rios de classe 2 são aqueles cuja qualidade da água deve ser compatível com os seguintes usos: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, como natação, esqui aquático e mergulho; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) à aquicultura e à atividade de pesca.

Noquelli (2016) realizou um trabalho intitulado "Proposta de regulamentação do enquadramento dos corpos de água do Estado de Mato Grosso: subsídios à gestão dos recursos hídricos", em colaboração com a Superintendência de Recursos Hídricos da SEMA, na qual o autor atua. Esse trabalho traz uma proposta de decreto regulamentando o enquadramento dos rios no Estado e propõe uma resolução definindo os procedimentos a serem seguidos quanto ao enquadramento, de acordo com a realidade hídrica de Mato Grosso.

Em consulta ao CEHIDRO em 30 de julho 2018, esse Conselho citou que tanto a minuta de decreto quanto a proposta de resolução elaborados por Noquelli (2016) servirão de base para a publicação do decreto que regulamenta o enquadramento e para a Resolução do CEHIDRO que tratará do tema.

Outorga do direito de uso dos recursos hídricos

A outorga é um dos instrumentos da política de recursos hídricos, tanto estadual quanto nacional, que controla o uso quantitativo e qualitativo da água. A outorga de direito de uso de recursos hídricos é um dos instrumentos da Política Nacional e Estadual de Recursos Hídricos pelo qual o poder público autoriza o usuário de recursos hídricos, sob condições preestabelecidas, a utilizar a água ou realizar interferências hidráulicas nos corpos hídricos. É um instrumento necessário para o gerenciamento dos recursos hídricos, pois permite o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água. Esse instrumento deve anteceder ao licenciamento ambiental, conforme a Resolução CONAMA nº 237/1997(BRASIL, 1997).

O governo de Mato Grosso, por meio da SURH/SEMA e em parceria com o CEHIDRO, regularizou em 2009 a outorga de diluição de efluentes publicando a Resolução nº 29, de 24/09/2009 (MATO GROSSO, 2009). Em 2010, houve uma alteração na Resolução nº 29, passando a vigorar a Resolução nº 39, de 11/11/2010 (MATO GROSSO, 2010).

A outorga em Mato Grosso é requerida junto à SURH/SEMA, quando se refere aos rios de domínio estadual, os que têm nascente e foz dentro de Mato Grosso, e às águas subterrâneas, e na ANA para rios de domínio da União, ou seja, aqueles que passam por mais de um estado brasileiro ou por território estrangeiro. É a ANA que assegura o direito de acesso a essas águas, sendo sua competência a emissão e a fiscalização das outorgas de direito de uso de recursos hídricos (BRASIL, 2018).

Ressalta-se que os processos de outorga em Mato Grosso foram criados e regulamentados com base em um arcabouço legal para instrumentalizar a SEMA, especificamente a Superintendência de Recursos Hídricos, nos procedimentos para a implantação da outorga de captação, de diluição de efluentes e de água subterrânea, regulamentada em 2007 por meio do Decreto nº 336 de 06/06/2007.

Com a regulamentação da outorga, a SEMA e o CEHIDRO estabeleceram os critérios técnicos a serem aplicados nas análises dos pedidos de outorga para captação de águas superficiais de domínio do Estado, por meio da Resolução nº 12, de 12/07/2007 (MATO GROSSO, 2007). Após 2007, muitas outras regulamentações foram elaboradas e implementadas para o aperfeiçoamento desse instrumento de gestão tão importante para o gerenciamento dos recursos hídricos.

Quanto aos critérios utilizados pelos dois entes outorgantes na BHC, ANA para o rio principal e SEMA-MT para os afluentes estaduais, para a concessão de outorgas de uso da água, ambos os órgãos consideram a Q_{95} como vazão de referência e admitem como vazão máxima outorgável 70% da Q_{95}. Estabelecem igualmente um limite máximo por usuário de 20% da Q_{95}, podendo este ser ultrapassado quando a finalidade do uso for para consumo humano e dessedentação animal.

A ANA de maneira geral define o período de vigência da outorga com base na finalidade pretendida para o uso, podendo o prazo variar de 5 até 35 anos. Já a SEMA utiliza critério baseado na comparação entre demandas e a vazão de referência: curto prazo de validade, quando o limite de derivações consuntivas estiver entre 50% e 70% da Q95; médio a longo prazo quando o limite máximo de derivações consuntivas for igual ou inferior a 50% da Q95.

Ressalta-se ainda que a Resolução CNRH nº 126/2011 estabelece diretrizes para o cadastro de usuários de águas, inclusive com a utilização do Sistema CNARH – Cadastro Nacional de Usuários de Recursos, visando à harmonização de procedimentos e critérios de outorga entre os estados e a ANA. Contudo, ainda não existe integração de bases de outorgas entre a ANA e a SEMA na Bacia do Rio Cuiabá, objetivo que pode ser dificultado em razão dos diferentes critérios utilizados por cada órgão gestor no procedimento de concessão de outorgas para o rio principal e afluentes.

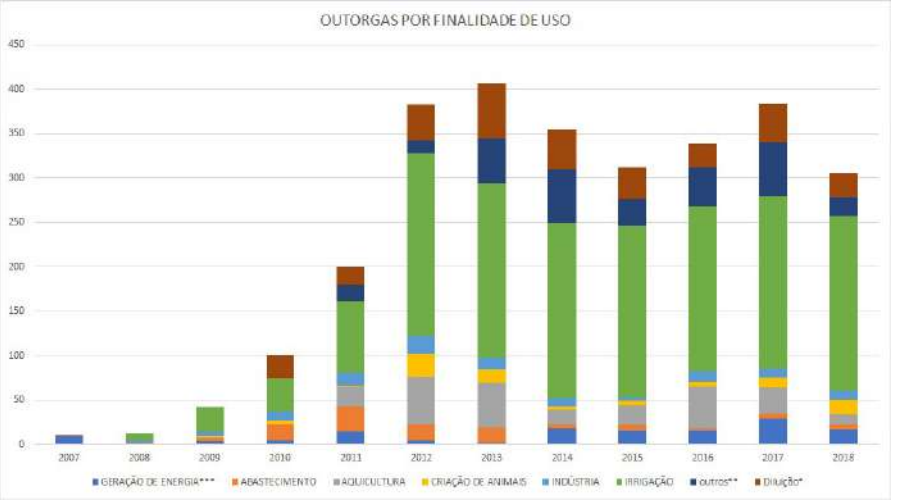
Com a efetivação da outorga de captação, mesmo com alguns obstáculos ainda a serem enfrentados, como citado anteriormente, tornou-se necessária a implantação da outorga de diluição, fechando o ciclo "captação-diluição de efluentes". Esse processo ocorreu em 2009, por meio da Resolução CEHIDRO nº 29, de 05/10/2009 (MATO GROSSO, 2009), que estabelece critérios técnicos referentes à outorga para diluição de efluentes em corpos de hídricos superficiais de domínio do Estado de Mato Grosso, incluindo a BHC. Essa Resolução foi seguida também de outras regulamentações e da implantação de procedimentos técnicos e burocráticos no órgão gestor.

Quanto à quantidade de outorgas concedidas em todo o Estado, a SEMA registrou, de 2011 a setembro de 2018, 1.347 autorização para perfuração de poços; 92 tamponamentos de poços tubulares, 1.809 outorgas de água subterrânea e 2.145 cadastros de água subterrâneas, conforme dados de outorgas cedidos pelo órgão.

Foram determinadas por Pantoja (2018) as outorgas por finalidade de uso em todo o Estado no período compreendido entre 2007 e setembro de 2018 (Figura 4 e Tabela 1). Nesse levantamento optou-se por incluir captação e diluição, embora o ato de outorga

poderá estar junto ou separado. Essas outorgas referem-se aos usos mais significativos da água, conforme regulamentação do CEHIDRO. Os usos considerados insignificantes não precisam de outorgas, mas um simples cadastro junto ao órgão gestor.

Figura 4. Outorgas por finalidade de uso no Estado de Mato Grosso concedidas entre janeiro de 2007 e setembro de 2018



Fonte: Pantoja (2018).

Na Tabela 2 são apresentadas as outorgas de águas superficiais concedidas pela SEMA, até julho de 2018, situadas nos municípios localizados na Bacia do Rio Cuiabá.

Tabela 1. Outorgas de águas superficiais autorizadas no Estado de Mato Grosso no período entre janeiro de 2007 e setembro de 2018

Ano	Geração de energia ***	Abasteci-mento	Aquicultura	Criação/ animais	Industria	Irrigação	Outros**	Diluição*	Total
2007	10	1	0	0	0	0	0	0	11
2008	1	1	0	0	3	8	0	0	13
2009	4	3	1	2	5	27	0	0	42
2010	5	18	-	4	10	37	0	27	101
2011	15	28	22	1	14	81	19	20	200
2012	5	18	53	26	20	206	14	41	383
2013	2	17	50	15	14	196	50	63	407
2014	18	5	16	4	9	197	61	44	354
2015	16	7	21	5	4	193	31	35	312
2016	16	2	47	5	12	186	44	27	339
2017	29	6	29	11	10	195	60	44	384
2018	17	6	11	16	10	197	22	27	306
Total									**2852,00**

Legenda: * Diluição para a indústria, saneamento, aquicultura e criação animal; ** Mineração, serviços e outros; em números de atos de outorgas, incluindo renovação, alteração e tratamento diluição. ***Considera DRDH, Conversão, CGH, renovações, alterações e transferências.

Nota: não se consideram as outorgas indeferidas.

Fonte: Pantoja, Elen (2018) SEMA

Tabela 2. Outorgas concedidas pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente para os rios estaduais da Bacia do Rio Cuiabá (afluentes), entre janeiro de 2007 e julho de 2018

MUNICÍPIOS	Geração de energia	Abastecimento	Aquicultura	Criação	Industria	Irrigação	Abast./ Esgotamento	Esgoto	Serviços	Mineração	Outros
Acorizal					01						02
Barão de Melgaço											01
Chapada dos Guimarães		04	05	12	03	06	03	01	02		08
Cuiabá	05	07	24		10	04	03	66	38	02	30
Jangada	02	01			04						01
Nobres		03	04		04	01		01	01		11
Rosário Oeste	01	01	04			02				01	02
Santo Antônio de Leverger	06	03	08	02		07		01	05	01	08
Várzea Grande		01	06		08		04	32	03		09

Fonte: Cedido do banco de dados internos pela SEMA/MT.

Na Tabela 3 são apresentadas as outorgas de águas superficiais concedidas pela ANA até outubro de 2018, prevalecendo em número de outorgas os usos industriais e para abastecimento público.

Tabela 3. Outorgas de águas superficiais concedidas pela ANA para o Rio Cuiabá, entre janeiro de 2009 e outubro de 2018

MUNICÍPIOS	Abastecimento Público	Aquicultura em Tanque Escavado	Consumo Humano	Esgotamento Sanitário	Indústria	Irrigação	Outros	Termoelétrica	Total Geral
2009					6				6
2010			2		5				7
2011		1	1		8				10
2012			3	1	4	1			9
2013	13		1	6	4		1		25
2014	1	1	1		5		1		9
2015			3	1	2				6
2016	1			2	5				8
2017	1		1				1	1	4
2018	7	1		3	3		1		15
Total	**23**	**3**	**13**	**13**	**43**	**1**	**4**	**2**	**102**

Os municípios de Cuiabá e Várzea Grande são os maiores usuários dos recursos hídricos na bacia, com destaque para a outorga de lançamento de esgoto e captação industrial, seguido de serviços, aquicultura e outros, sendo que a região mais populosa é a que apresenta as maiores demandas para o uso dos recursos hídricos.

A outorga predominante para a diluição de efluentes é conflitante com outros usos da água demandados pela população da BHC, que não são passíveis de outorga, como balneabilidade, hidroturismo e, principalmente, abastecimento para consumo humano em pequenas comunidades ou municípios ribeirinhos (quando é abastecimento público, esse uso pode estar sujeito à outorga). Além disso, a diluição de efluentes é o principal uso responsável pela alteração da qualidade da água, que se encontra em vários rios e córregos em desacordo com os padrões da legislação para a classe 2.

O processo de urbanização verificado na BHC ao longo das últimas décadas resultou no uso desregrado dos recursos hídricos como receptores de carga orgânica proveniente das descargas de efluentes domésticos, especificamente antes da implementação das outorgas, contaminando os córregos urbanos, com acentuado comprometimento da qualidade de suas águas, decorrente de fontes pontuais e difusas tanto no Rio Cuiabá quanto nos afluentes.

Outorga de Água Subterrânea

As primeiras atividades desenvolvidas pela SEMA em relação às águas subterrâneas deram-se por meio da regulamentação do licenciamento dos poços tubulares, com a publicação do Decreto n° 1.291, de 14/04/2000 e normas derivadas, em que foram estabelecidas

as condições mínimas a serem observadas para a implantação de poços tubulares para a captação de água subterrânea.

Trabalhou-se durante quatro anos as questões de água subterrânea, tendo como arcabouço legal apenas um decreto e uma portaria. Em 2004, foi sancionada a Lei Estadual nº 8.097, de 24/03/2004, que dispunha sobre a Administração e a Conservação das Águas Subterrâneas de domínio do Estado, sendo essa a base legal aplicável até 2011.

Em 2011, com a necessidade de se regulamentar a outorga de água subterrânea, tornou-se necessária a revisão da legislação, sendo então promulgada a Lei Estadual nº 9.612, de 12/09/2011, que dispõe sobre a administração e a conservação das águas subterrâneas de domínio do Estado, efetiva até os dias de hoje. Após a implantação dessa lei, foi necessária a sua regulamentação, trazendo a necessidade de muitas outras legislações derivadas para efetivar a gestão das águas subterrâneas em Mato Grosso.

Vale mencionar que os avanços na emissão das outorgas de uso de água subterrânea não foram acompanhados dos estudos necessários sobre a disponibilidade e qualidade de água dos aquíferos em Mato Grosso, como previsto no PERH. Isso coloca em risco os mananciais subterrâneos e, por conseguinte, as nascentes dos rios que dependem desses mananciais na época de estiagem, especialmente em áreas agrícolas, onde a demanda por irrigação vem aumentando consideravelmente nos últimos anos.

Sistema de informações sobre recursos hídricos

O Estado de Mato Grosso utiliza hoje o sistema operacional chamado de Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento

Ambiental de Mato Grosso – SIMLAM/MT, o qual possui acoplado o chamado SIMLAM Hidro, utilizado para análise dos processos de outorga e para o cadastramento de usuários da água. O Estado, contudo, não possui ainda um sistema completo, que possa armazenar todas as informações voltadas aos recursos hídricos e que seja diretamente interligado ao sistema nacional de informações, representando um obstáculo na gestão dos recursos hídricos, pela dificuldade na correlação e integração das informações das bacias hidrográficas, especialmente quando o rio principal é federal e os afluentes são do Estado, como é o caso da BHC. No entanto, o órgão gestor estadual efetua a necessária a alimentação dos sistemas nacionais existentes, quais sejam:

- Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos – CNARH, da ANA;
- Sistema de Informações Hidrológicas – HidroWeb, da ANA; e
- Sistema de informações de Águas Subterrâneas – SIAGAS, da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM.

Sala de Situação

Para auxiliar a gestão dos recursos hídricos, foi criada a Sala de Situação, fruto de um Acordo de Cooperação Técnica – ACT, celebrado com a ANA, em parceria com a Superintendência de Defesa Civil, Corpo de Bombeiros e Polícia Ambiental. A Sala de Situação funciona como um centro de gestão de situações críticas e subsidia a tomada de decisões por parte dos órgãos competentes, por meio do acompanhamento das condições hidrológicas dos principais sistemas hídricos estaduais de modo a identificar possíveis ocorrências de eventos

críticos, permitindo a adoção antecipada de medidas mitigadoras com o objetivo de minimizar os efeitos de estiagens e inundações.

Atualmente, o foco da Sala de Situação é o monitoramento de bacias hidrográficas consideradas prioritárias. Atualmente, a rede conta com 14 estações nas três Regiões Hidrográficas de Mato Grosso, sendo quatro localizadas na BHC.

Além do monitoramento diário por meio de boletins, a Sala de Situação também emite alerta quando são detectadas situações de anormalidade hidrológica em algum rio por ela monitorado, ou seja, quando da previsão ou acompanhamento de algum evento hidrológico crítico. Esse comunicado se dá por meio dos Informes da Sala de Situação, que têm a periodicidade adequada ao evento crítico em questão, sendo que o histórico da emissão desses alertas para a BHC encontra-se na Tabela 3.

Tabela 4. Nome, coordenadas geográficas e rio de localização das estações de monitoramento de alertas hidrológicos na Bacia do Rio Cuiabá, com os históricos dos alertas emitidos entre 2015 e 2017

Nome da Estação	Coordenadas Geográficas	Nome do Rio	Tipo de alerta	Quantidade dos alertas	Mês-ano dos alertas
Estação Cuiabá (área urbana de Cuiabá)	S = 15º 37' 07" W = 56º 05' 59"	Rio Cuiabá	Atenção para cheia	1	Fevereiro-2017
Estação AABB (área urbana de Cuiabá)	S = 15º 37' 03" W = 56º 03' 04"	Rio Coxipó	Alerta para cheia	1	Fevereiro-2015
Santo Antônio de Leverger (área urbana do município)	S = 15º 52' 10" W = 56º 04' 42"	Rio Cuiabá	Alerta para cheia	1	Fevereiro-2015
			Atenção para cheia	3	Fevereiro-2017
				1	Março-2017
			Abaixo do normal	1	Outubro-2017
Barão de Melgaço (área urbana do município)	S = 16º 11' 39" W = 55º 58' 03"	Rio Cuiabá	Alerta para cheia	2	Fevereiro-2015
			Atenção para cheia	2	Fevereiro-2015
				9	Março-2015
				8	Abril-2015
				13	Fevereiro-2016
				7	Março-2016
				1	Abril-2016
				10	Fevereiro-2017
				21	Março-2017
				6	Abril-2017

Cobrança pelo uso dos recursos hídricos

A Política Estadual de Recursos Hídricos estabelece que a água é um bem econômico, sendo, portanto, dotada de valor econômico. Dessa forma, a cobrança pelo uso da água consiste no instrumento econômico da Política de Recursos Hídricos, sendo considerado um excelente instrumento para a melhor eficiência na alocação da água. Trata-se, basicamente, da incorporação, pela legislação ambiental brasileira, do princípio do usuário-pagador e poluidor-pagador.

O Estado de Mato Grosso não possui normatização para a cobrança pelo uso da água, devendo seus critérios gerais serem definidos pelo CEHIDRO, porém o estabelecimento dos mecanismos de cobrança compete aos Comitês de Bacia Hidrográfica.

Em 2013, revogou-se a Resolução nº 32 e criou-se a Resolução nº 58, de 12/09/2013 (MATO GROSSO, 2013), com um objetivo mais amplo que é o de implementar os instrumentos econômicos voltados à gestão de recursos hídricos no Estado de Mato Grosso.

Considerações finais

Após 22 anos da publicação da Política de Recursos Hídricos Nacional e do Estado de Mato Grosso, constata-se que ocorreram muitos avanços, mas lacunas importantes ainda precisam ser preenchidas para efetivamente se implementar todos os instrumentos de gestão definidos nessas políticas.

Dentre os desafios para Mato Grosso, ressalta-se a necessidade de implementação do PERH, em fase de avaliação, e elaboração e execução dos planos de bacia e enquadramento dos corpos d'água, especialmente na Bacia do Rio Cuiabá, onde as demandas e os conflitos são crescentes.

Mesmo considerando os importantes avanços na regulamentação e implementação dos processos de outorga de uso da água na BHC, especialmente de captação e de diluição de efluentes, constata-se que a ausência de enquadramento formal torna falho esse processo, tendo em vista que a degradação da qualidade da água e a violação dos padrões da legislação continuam a ocorrer e os conflitos

de uso da água são evidentes. Como essa degradação tem relação direta com o saneamento básico na bacia, é evidente que esse setor é parte responsável e interessada na gestão, tanto pela diluição de efluentes quanto pela captação de água para abastecimento público, que de certa forma são usos conflitantes. Trata-se, portanto, de relações de governança entre os setores públicos de saneamento e de gestão dos recursos hídricos, que nesse caso envolvem também a participação social tanto por meio do comitê de bacia quanto dos Conselhos Estadual e Nacional de Recursos Hídricos.

Para que todos os instrumentos de gestão sejam efetivamente elaborados e implementados na BHC, é importante fortalecer o órgão gestor e o Comitê de Bacia – CBH Afluentes da Margem Esquerda do Cuiabá, para que estejam mais aptos a cumprir suas atribuições. Esse fortalecimento envolve os seguintes aspectos: ampliação do orçamento, melhoria da governança, priorização e inserção dos recursos hídricos nas agendas políticas, melhoria das interfaces setoriais, qualificação e valorização dos membros de ambas as instituições, realização de pesquisas para subsidiar a tomada de decisão, entre outros.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil:** informe 2016. Brasília: ANA, c2016. 95p.

_____. **Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai**. Brasília, 2018 (A). Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/snirh/snirh-1/acesso-tematico/planejamento>. Acesso em: 20 jul. 2018.

_____. **Projeto Implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai**. Subprojeto 1.6 MT - Gerenciamento de Recursos Hídricos nas vizinhanças da cidade de Cuiabá/MT. Disponível em: <http://archive.iwlearn.net/www.ana.gov.br/www.ana.gov.br/gefap/arquivos/Sub projeto_1.6MT_Resumo_Executivo.pdf>.Acesso em: 20 jul. 2018.

_____. **Rios de domínio da União**. Brasília, 2018 (B). Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/aguas-no-brasil/saiba-quem-regula/rios>. Acesso em: 30 jul. 2018.

BRASIL. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934.** Decreta o Código de Águas Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D24643.htm>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm >. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Constituição Federal (1988).** Atualizada até a emenda constitucional 91. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao. htm>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria a Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Resolução Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 237, de 19 de dezembro de 1997**. Define que o instrumento outorga antecederá o licenciamento ambiental. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama /res/res97/res23797.html>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9605.htm > Acessado em: 4 de abr. 2018.

BRASIL. **Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000**. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_ 03/leis/L9984.htm>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. Resolução da Agência Nacional de Águas nº 317/2003. Institui o cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos. Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2003/317-2003.pdf. Acesso em: 30 jul. 2018.

_____. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 18 mar. 1997. Disponível em: http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre. fm?codlegi =459>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Resolução Conselho Nacional de Recursos Hídricos nº 58 de 30 de janeiro de 2006.** Aprova o Plano Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2018/02/Resolu%C3%A7 %C3%A3o-n%C2%BA-58-de-30-de-Janeiro-de-2006-CNRH. pdf. Acesso em: 30 jul. 2018.

_____. **Resolução Conselho Nacional de Recursos Hídricos n°. 91, de 5 de novembro de 2008.** Dispõe sobre os procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. Brasília, DF, 6 nov. 2008. Disponível em: http://cnrh.mma.gov.br/resolucoes/820-resolucao-n-91-de-5-de-novembro-de-2008/file. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Agenda 21**. Brasília, 2018. Disponível em: http://www.mma.gov.br / responsabilidadesocioambiental/agenda-21/agenda-21-brasileira. Acesso em: 30 jul. 2018.

MATO GROSSO. **Lei nº 6.945, de 5 de novembro de 1997**. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e cria a Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: < http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&task =cat_view &gid=156&Itemid=421 >. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Decreto Estadual nº 1.291 de 14 de abril de 2000**. Disponível em: < https://sogi8.sogi.com.br/Arquivo/Modulo113.MRID109/Registro64444/documento%201.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2018.

_____. **Lei nº 8.097 de 23 de março de 2004.** Dispõe sobre a Administração e a Conservação das Águas Subterrâneas de Domínio do Estado. Disponível em: < http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view &gid=156&Itemid=421>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Decreto nº 336, de 6 de junho de 2007**. Regulamenta a outorga de direitos de uso dos recursos hídricos e adota outras providências. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=157&Itemid=421>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 12, de 12 de julho de 2007.** Aprova o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH. Cuiabá, MT, 18 ago. 2009. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman& Itemid=280>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 26, de 2 de junho de 2009.** Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman& Itemid=280&limitstart=90>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Decreto nº 2.154, de 28 de setembro de 2009,** sanciona o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Mato Grosso. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=157&Itemid=421>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos** nº 29, de 24 de setembro de 2009. Estabelece critérios técnicos referentes à outorga para diluição de efluentes em corpos de hídricos superficiais de domínio do Estado de Mato Grosso. Disponível em: < http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&Itemid=280>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 32, de 28 de janeiro de 2010.** Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman &Itemid=280&limitstart=70. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 39, de 11 de novembro de 2010.** Altera a Resolução nº 29 de 24 de setembro de 2009 que estabelece critérios técnicos referentes à outorga para diluição de efluentes em corpos de hídricos superficiais de domínio do Estado de Mato Grosso. Disponível em: < http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_ docman&Itemid=280>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Lei nº 9.612 de 12 de setembro de 2011**. Dispõe sobre a Administração e a Conservação das Águas Subterrâneas de Domínio do Estado. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view &gid=156&Itemid=421>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Portaria Secretaria de Estado de Meio Ambiente nº 280 de 3 de julho de 2012**. Disponível em: https://sogi8.sogi.com.br/Arquivo/Modulo113.MRID109/Registro 1281939/portaria%20sema%20n%20 280%20de%2003072012.pdf Acesso em: 30 Jul. 2018.

_____. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 58, de 12 de setembro de 2013.** Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman& Itemid=280&limitstart=40>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____a. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 68, de 11 de setembro de 2014.** Define a classe correspondente a ser adotada, de forma transitória, para aplicação do instrumento de outorga, e aprova as metas progressivas para os trechos de corpos

hídricos da Bacia do Rio Coxipó. Disponível em: < http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_ docman&Itemid=280>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____b. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 69, de 11 de setembro de 2014.** Define a classe correspondente a ser adotada, de forma transitória, para aplicação do instrumento de outorga, e aprova as metas progressivas para os trechos de corpos hídricos das bacias dos córregos Barbado, Mané Pinto e Engole Cobra. Disponível em: <http://www.sema. mt.gov.br/index.php?option=com_docman& Itemid=280>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____c. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 70, de 11 de setembro de 2014**. Define a classe correspondente a ser adotada, de forma transitória, para aplicação do instrumento de outorga, e aprova as metas progressivas para os trechos de corpos hídricos da Bacia do Ribeirão do Lipa. Disponível em: < http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com _docman& Itemid=280>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____d. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 71, de 11 de setembro de 2014.** Define a classe correspondente a ser adotada, de forma transitória, para aplicação do instrumento de outorga, e aprova as metas progressivas para os trechos de corpos hídricos da Bacia do São Gonçalo. Disponível em: < http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_docman& Itemid=280>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____e. **Resolução Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 72, de 11 de setembro de 2014.** Define a classe correspondente a ser adotada, de forma transitória, para aplicação do instrumento de outorga, e aprova as metas progressivas para os trechos de corpos hídricos da Bacia do Córrego Lavrinha. Disponível em: < http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_ docman& Itemid=280>. Acesso em: 4 abr. 2018.

_____. **Portaria Secretaria de Estado de Meio Ambiente nº 667 de 22 de agosto de 2017**. Disponível em: https://sogi8.sogi.com.br/Arquivo/Modulo113.MRID109/Registro 1281938/portaria%20sema%20n%20667%20de%2022082017.pdf. Acesso em: 30 jul. 2018.

MORAIS, J.L.M.; FADUL, E.; CERQUEIRA, L.S. limites e desafios na gestão de recursos hídricos por comitês de bacias hidrográficas: um estudo nos estados do Nordeste do Brasil. **Revista Eletrônica de Administração,** *v. 24, 1: 238-264, 2018*.

PANTOJA, E. Outorgas autorizadas no estado de Mato Grosso no período entre 2007 a setembro de 2018. **Relatório Técnico.** Secretaria de Estado de Meio Ambiente. 2018 (acesso restrito).

POMPEU, C.T. **Direito de Águas no Brasil**. Bauru: Office, 2004, 227p.

RESCHILIAN, P.R.; BEVILACQUA, A.F. A bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e desenvolvimento sustentável. **Anais...** VI Encontro Nacional da Anppas. 2012, Belém, PA – Brasil.

SCHULZ, C; IORIS, A.A.R. The Paradox of Water Abundance in Mato Grosso, Brazil. **Sustainability**, 2017, *9*:1796. doi: 10.3390/su9101796.

TUNDISI, J. G.; MATSUMARA-TUNDISI, T. **Recursos hídricos no Século XXI.** São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 328 p.

VITAL, A.R., COSTA, E.S., CURVO, M. **Projeto de Recuperação e Conservação da Bacia do Rio Cuiabá**. Cuiabá: FEMA-MT, 1996. 77p.

WILD, B. **Eco 92**, Um histórico. Disponível em: <http://recantodasletras.com.br>. Acesso em: 4 abr. 2018.

CAPÍTULO 13 -

PANORAMA DO SANEAMENTO BÁSICO NO CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL DO VALE DO RIO CUIABÁ

Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima

Larissa Rodrigues Turini

Gabriel Figueiredo de Moraes

Paulo Modesto Filho

Rubem Mauro Palma de Moura

Marizete Caovilla

Introdução

Saneamento ambiental é definido como um conjunto de ações que tem como objetivo alcançar a salubridade do meio pelos serviços de água potável, coleta do esgoto e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos, gasosos, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida nas áreas urbana e rural.

Até o século XIX, o saneamento era considerado, na visão higienista, uma ação voltada à saúde pública, com objetivo de reduzir a morbimortalidade por doenças infecciosas, parasitárias e até mesmo não infecciosas (RIBEIRO, 2004). Nesse contexto o Brasil, no início da década de 70, implantou o Plano Nacional de Saneamento – PLANASA que definiu ações de saneamento básico para o sistema de abastecimento de água e esgotamento sanitário com objetivo de

atender ao processo de urbanização oriundo do fluxo migratório entre as regiões Nordeste-Sudeste e do êxodo rural.

Esse modelo concebido pelo PLANASA persistiu até o final da década de 80 e se caracterizou por uma forma de gestão centralizada, tendo as companhias de saneamento como responsáveis pelo gerenciamento dos serviços de água e esgoto,alcançando metas importantes no que se refere ao abastecimento de água, principalmente nas regiões Sul e Sudeste do país. Porém, em relação às outras regiões, o atendimento ficou muito aquém do estabelecido.

Esse tipo de administração apresentou limitações geradas por déficits financeiros das companhias estatais, que foram se acumulando em decorrência dos passivos trabalhistas em relação ao pessoal e tributos federais, não pagos, e ainda passivos ambientais provocados pela ausência de coleta e tratamento de esgoto, o que culminou com a sua extinção, ficando um grande vazio institucional, legal e de investimentos no setor.

Paralelamente foram sendo observados avanços nas legislações ambiental e de Recursos Hídricos ao longo das décadas de 80 e 90, que foram exigindo mudanças no setor de saneamento para atender aos requisitos dos instrumentos de gestão, licenciamento, outorga, enquadramento etc.

Quanto à legislação ambiental, os lançamentos de efluentes nos corpos d´água deveriam atender aos limites estabelecidos pelos padrões ambientais definidos nas resoluções 357/2005 (BRASIL, 2005) e 430/2011(BRASIL, 2011) determinadas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, de forma a minimizar os impactos gerados pelos efluentes postos in natura ou aqueles oriundos

das Estações de Tratamento de Esgoto – ETE quando lançados nos mananciais.

Da mesma forma, a legislação de Recursos Hídricos passou a exigir as outorgas de captação e de diluição dos empreendimentos existentes nas bacias hidrográficas. Com isso, o prestador dos serviços de saneamento, como um dos usuários de água da bacia, deveria solicitar ao órgão gestor dos recursos hídricos tanto a outorga de captação para atender aos sistemas de abastecimento quanto a outorga de diluição para verificar o impacto do efluente no manancial (LIMA, 2012). O cumprimento dessas exigências evitaria alterar a qualidade da água do corpo receptor de acordo com os usos definidos e conflitos com os demais usuários da água na bacia.

Percebe-se que o setor de saneamento se encontra intrinsecamente ligado aos de recursos hídricos, meio ambiente, saúde e educação ambiental, e que o déficit verificado durante esses anos com os baixos índices de cobertura traz implicações direta sobre os recursos naturais (LIMA, 2012). Assim, o conceito de saneamento se amplia como atividade imprescindível para garantir o desenvolvimento econômico e social, preservando a saúde pública e proporcionando melhoria e proteção da qualidade do ambiente.

Nessa concepção, a Lei 11.445 de 2007 estabelece princípios norteadores que buscama universalização do acesso aos serviços de saneamento básico, integralidade, transparência, integração com outras políticas públicas, adequando o saneamento à saúde pública e à proteção do meio ambiente, ao controle social e à sustentabilidade técnica, econômica e ambiental dos serviços (BRASIL, 2007).

A lei estabelece ainda a obrigatoriedade de o poder concedente (os municípios) elaborar os planos de saneamento para atender aos quatro eixos: abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem urbana e resíduos sólidos. Esses planos constituem a base norteadora para que o prestador de serviço, público ou privado, e o ente regulador, por meio dos conselhos implementados, atendam às metas definidas nesse instrumento de planejamento para um horizonte temporal de 20 anos.

Apesar dos avanços nas legislações citadas anteriormente, os números do setor de saneamento, em relação à universalização dos serviços de abastecimento de água, não foram alcançados e ainda ocorre a persistência de sistemas intermitentes e a ausência de controle de qualidade da água tratada.Quanto aos sistemas de coleta e tratamento do esgoto sanitário, os indicadores apontam baixa cobertura de atendimento e tratamento.

O diagnóstico do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento– SNIS 2018 apresenta dados referentes ao ano de 2016 indicando que os índices médios nacionais de atendimento da população total (urbana e rural) com relação ao abastecimento de água foi de 87% e com relação à coleta de esgotos foi de 28%. Para a população urbana, os dados evidenciam um elevado atendimento pelos serviços de água, com índice médio nacional igual a 91%, enquanto que na coleta de esgotos esse índice foi de 46%. O índice de perdas foi de 37% e o consumo de água apresenta um valor per capita de 154,10 L/hab. dia (BRASIL, 2018).

Já no Estado de Mato Grosso, os indicadores de cobertura de água tratada são de 87,3% e as perdas de água atingem valores de 43,97%;quanto ao esgoto coletado e tratado, o atendimento é de

apenas 29,5%,de acordo com SNIS (BRASIL, 2018), considerando a população total.

O objetivo deste capítulo é apresentar o Panorama do Saneamento na Bacia do Rio Cuiabá, obtido a partir do projeto denominado Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB de 106 municípios do Estado de Mato Grosso - Projeto PMSB106. Esse projeto, executado no período de 2015 a 2018, teve a Fundação Nacional de Saúde – FUNASA como financiadora, o governo do Estado de Mato Grosso como cofinanciador e a Universidade Federal de Mato Grosso como executora,contemplando 14 consórcios existentes no Estado voltados ao desenvolvimento regional sustentável dos municípios integrantes.

Neste trabalho serão apresentados os indicadores de desempenho dos quatro eixos do saneamento obtidos no referido projeto, referentes aos municípios que compõem o Consórcio Intermunicipal de Desenvolvimento Econômico e Social do Vale do Rio Cuiabá – CIDESA.

Os municípios de Cuiabá (capital) e Várzea Grande são as principais cidades do Estado, com maior contingente populacional e polos regionais de serviços diversos, comércio e indústria. Assim, os impactos decorrentes da infraestrutura deficitária de saneamento básico dessas cidades são responsáveis pelo processo de deterioração da qualidade das águas no Rio Cuiabá e afluentes. Destaca-se que essas cidades não foram objeto do PMSB 106.

A busca por aprofundar o diagnóstico da situação do saneamento dos municípios e acompanhar a implementação de medidas que possam reverter esse quadro de baixos índices de saneamento na bacia é urgente, principalmente em Cuiabá e Várzea Grande, pelo elevado potencial de

resíduos líquidos e sólidos produzidos nessas duas cidades. Portanto as ações de implantação de rede e tratamento do esgoto, bem como da coleta e disposição final dos resíduos de forma sustentável, tornam-se imprescindíveis para a proteção da região do Pantanal.

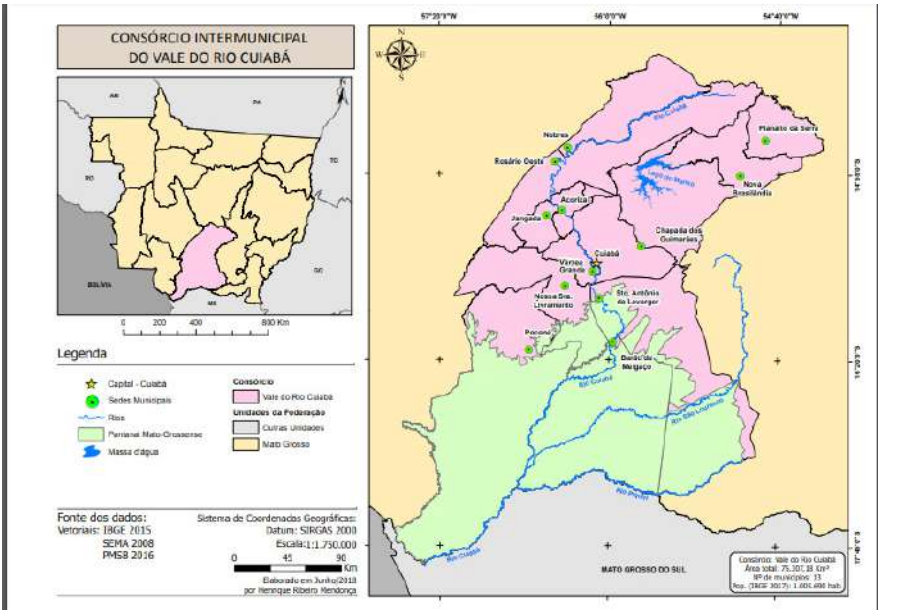
Esse bioma é considerado Patrimônio da Humanidade pela UNESCO e caracteriza-se por um ambiente de depósito de sedimento pela sua natureza de declividade muito baixa. Segundo Souza, Lani e Sousa (2003),a região pantaneira é considerada a maior planície alagada do mundo, com extensão de 140.000 km² (MOURÃO et al., 2002) e sua vulnerabilidade pode ser acentuada pela ausência de saneamento nos municípios da bacia.

Área de Estudo

A área de estudo encontra-se localizada no Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá, que é formado pelos municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Acorizal, Barão de Melgaço, Chapada dos Guimarães, Jangada, Nobres, Nossa Senhora do Livramento, Nova Brasilândia, Planalto da Serra, Poconé, Rosário Oeste e Santo Antônio deLeverger, ocupando área de 75.307,18 mil km². Juntos, esses municípios têm 1.005.690 habitantes, de acordo com a estimativa, de 2010, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, para 2017.

A maior parte desses municípios é composta dos "centenários" do Estado de Mato Grosso, com exceção apenas de Nova Brasilândia e Planalto da Serra, frutos do desenvolvimento do agronegócio que ocorre no Estado desde a década de 1970 (Figura 1).

Figura 1. Localização do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Construção dos autores, 2018

Os municípios mais antigos localizados nessa bacia de estudo são os que guardam as tradições mato-grossenses, sejam na cul inária, no falar, na dança e na música. Economicamente, são unidades do Estado que se caracterizam especialmente pelo turismo e pecuária, destacando-se Chapada dos Guimarães, Nobres e Poconé. Mais recentemente, nos municípios mais novos e outros mais antigos, como Chapada dos Guimarães e Poconé, as atividades relacionadas ao agronegócio passaram a ter também destaque.

Disponibilidade Hídrica

De acordo com Bicudo, Tundisi e Scheuenstuhl (2010), o Brasil se destaca no que se refere aos seus recursos naturais, principalmente os recursos hídricos, exercendo relevante papel ecológico, econômico, estratégico e social. Em função disso, o conhecimento da disponibilidade de água de uma bacia hidrográfica se faz necessário como um dos principais instrumentos para a gestão de recursos hídricos, podendo, por meio dele, conceder de forma adequada e sustentável o direito de uso desse bem, além de ser útil para a adoção de políticas públicas (BRASIL, 2010).

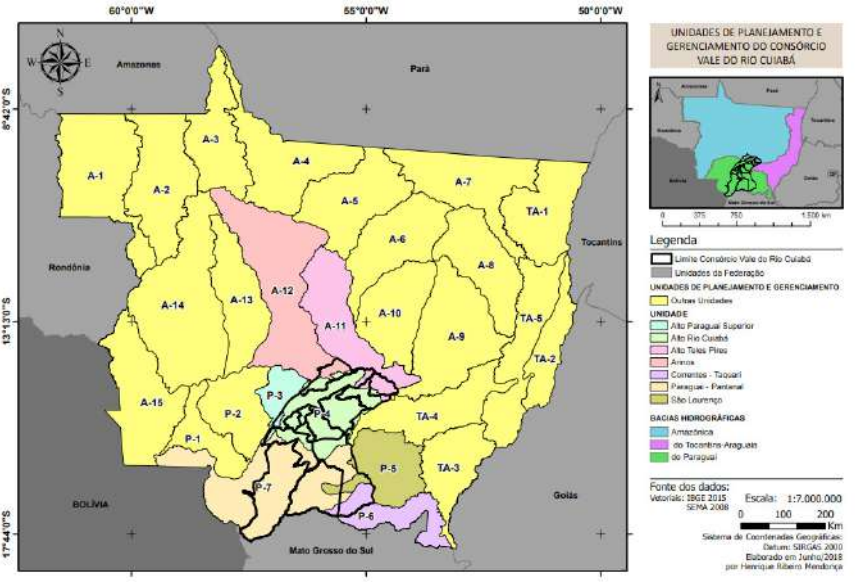
O Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso – PERH (MATO GROSSO, 2009) salienta que o Estado é produtor de águas, visto que nele estão as nascentes dos principais rios que compõem as regiões hidrográficas do Paraguai, Amazônica e Tocantins-Araguaia, dessa forma, desempenha função estratégica na manutenção e conservação de suas águas e a jusante de seu território.

Nota-se que três unidades hidrográficas estão inseridas no território de Mato Grosso, sendo que aproximadamente 19,6% da superfície estadual se localizam na região hidrográfica do Paraguai, com área de 176.800 km²; com 592.382 km², a região hidrográfica Amazônica ocupa 65,7% do território; e a região Tocantins-Araguaia, com 132.238 km², que corresponde a 14,7% da superfície do Estado (MATO GROSSO, 2009).

Tendo em vista a importância de se estabelecer uma base organizacional que contemple bacias hidrográficas como unidades de planejamento e gerenciamento, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CEHIDRO aprovou a Resolução nº 005, de 18 de agosto

de 2006, que estabelece a divisão do território estadual em 27 Unidades de Planejamento e Gerenciamento – UPGs. A Figura 2 apresenta as Unidades de Planejamento e Gerenciamento de Mato Grosso, com destaque para os municípios do Consórcio do Vale do Rio Cuiabá.

Figura 2.Unidades de Planejamento e Gerenciamento onde se localiza o Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Construção dos autores.

O Consórcio do Vale do Rio Cuiabá abrange sete unidades de Planejamento e Gestão, sendo elas: Alto Paraguai Superior, Alto Rio Cuiabá, Alto Teles Pires, Arinos, Correntes-Taquari, Paraguai-Pantanal e São Lourenço, ocupa área de aproximadamente 75.307,18 km², dos quais, 92,7% estão dentro da Região Hidrográfica do Paraguai e os demais 7,3% encontram-se na Amazônica.

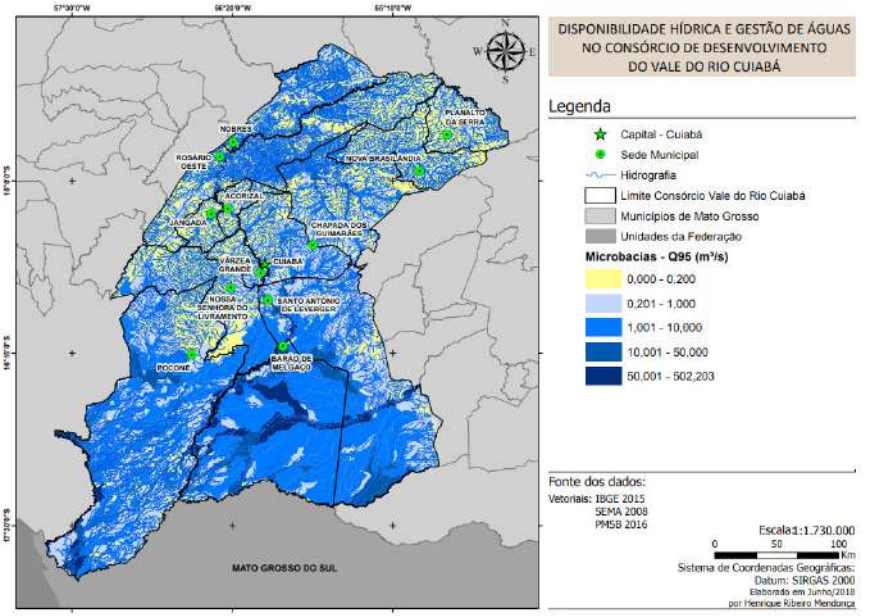
De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), que classifica os corpos d'água, são destinadas ao abastecimento

para consumo humano as águas doces das classes especial, 1, 2 e 3. Os mananciais superficiais com potencial para abastecer os municípios são classificados como águas doces de classe 2, sendo necessário o tratamento convencional ou avançado de suas águas. Os principais rios da região são: Cuiabá, São Lourenço e Itiquira e seus formadores, os rios: Manso, Coxipó, Coxipó-Açu, Parí, Aricá-Mirim, Aricá-Açu, Piraim e Piquiri.

A vazão mínima Q95% é um cálculo de vazão de referência utilizado em alguns estados do Brasil para se outorgar o direito de uso de um manancial, e este é o caso de Mato Grosso. A vazão Q95 é a que está presente no manancial em pelo menos 95% do tempo e é representada por uma curva de permanência.

De acordo com o Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento Ambiental – SIMLAM, da Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA/MT (MATO GROSSO, 2007), o Consórcio do Vale do Cuiabá localiza-se numa área com elevada disponibilidade hídrica, apresentando vazão Q95 superior a 70 m^3/s, como se observa nas áreas próximas aos rios Cuiabá, São Lourenço e Itiquira, conforme mostra o mapa de disponibilidade hídrica superficial (Figura 3) e a Tabela 1, que apresenta o manancial mais próximo das sedes urbanas, sua vazão média e a vazão de referência para fins de outorga (Q95), auxiliando na escolha de pontos futuros e/ou alternativos de captação.

Figura 3. Disponibilidade hídrica e gestão de águas no Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Construção dos autores, adaptado de Mato Grosso (2007)

Tabela 1. Disponibilidade hídrica superficial nas sedes urbanas do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá

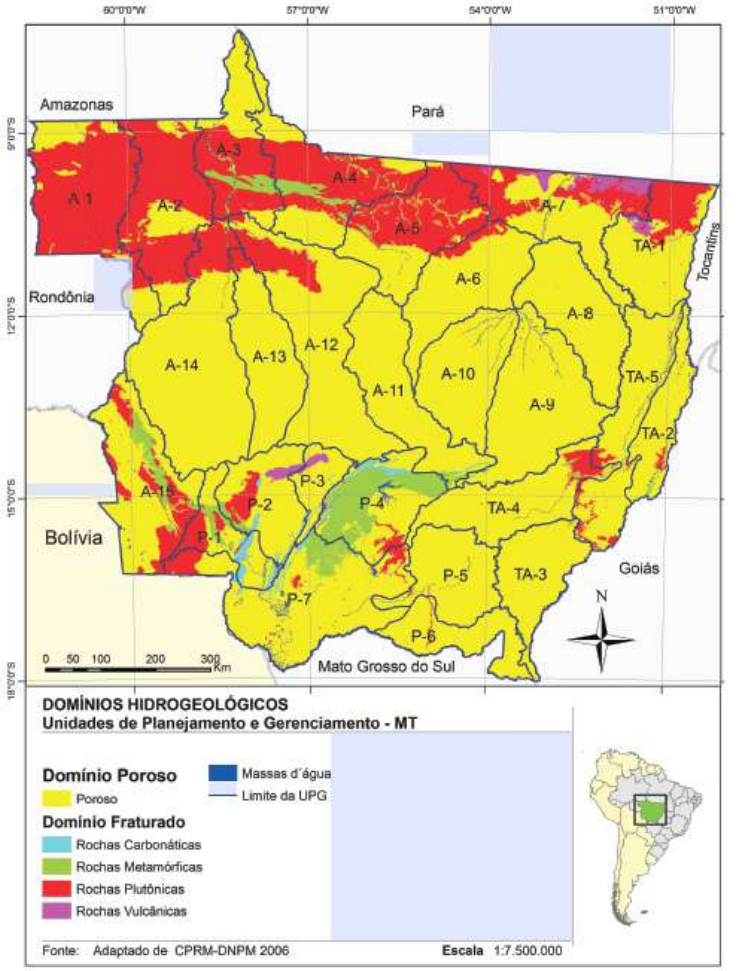
Município	Manancial	Vazão média (m^3/s)	Q_{95} (m^3/s)
Acorizal	Rio Cuiabá	395,94	84,38
Barão de Melgaço	Rio Cuiabá	613,32	127,79
Chapada dos Guimarães	Sem identificação	0,40	0,17
Cuiabá	Rio Cuiabá	462,41	97,50
Jangada	Rio Jangada	25,72	5,38
Nobres	Ribeirão Nobres	8,91	0,97
Nossa Senhora do Livramento	Sem identificação	1,10	0,21
Nova Brasilândia	Sem identificação	0,12	0,01
Planalto da Serra	Sem identificação	0,29	0,02
Poconé	Sem identificação	0,50	0,02
Rosário Oeste	Rio Cuiabá	333,15	71,72
Santo Antônio de Leverger	Rio Cuiabá	500,56	105,11
Várzea Grande	Rio Cuiabá	462,41	97,50

Nota: Construção dos autores

OPERH (MATO GROSSO, 2009) classifica as águas subterrâneas no Estado em dois domínios de aquíferos: o Poroso (granular e dupla porosidade) e o Fraturado (fissural e físsuro-cárstico), respectivamente com porosidade intergranular e com porosidade fissural. Esses foram subdivididos em 13sistemas de aquíferos, sendo seis sistemas aquíferos granulares e sete fraturados. Estima-se que as reservas permanentes do domínio poroso possuem 7.502,125x109 m³ de água, representando 95,1% de todos os sistemas aquíferos considerados no PERH-MT, enquanto que as reservas do domínio fraturado apresentam volume de 387,551x109 m³, representando 4,9%.

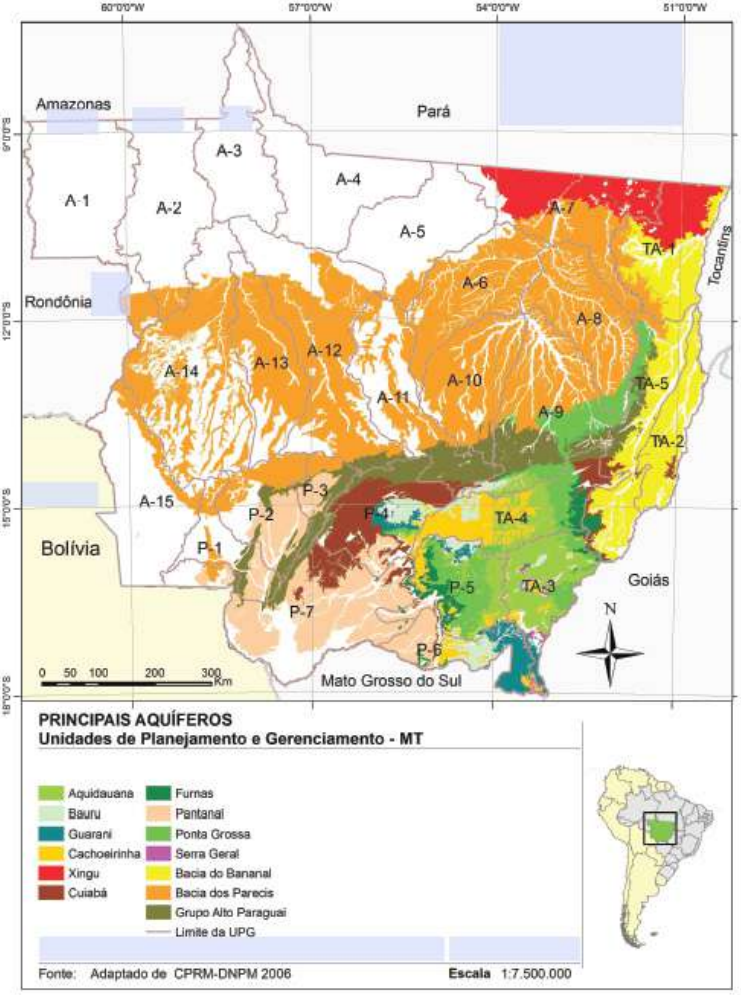
Nota-se que, em decorrência do restrito número de dados disponíveis, a classificação observada no PERH-MT é realizada de maneira qualitativa, sem a preocupação de definição precisa de valores dimensionais. A Figura 4 mostra o mapa dos domínios hidrogeológicos do Estado de Mato Grosso e suas unidades de planejamento e gerenciamento e na Figura 5 os principais aquíferos do Estado.

Figura 4. Domínios hidrogeológicos do Estado de Mato Grosso



Fonte: Mato Grosso (2009)

Figura 5. Principais aquíferos do Estado de Mato Grosso

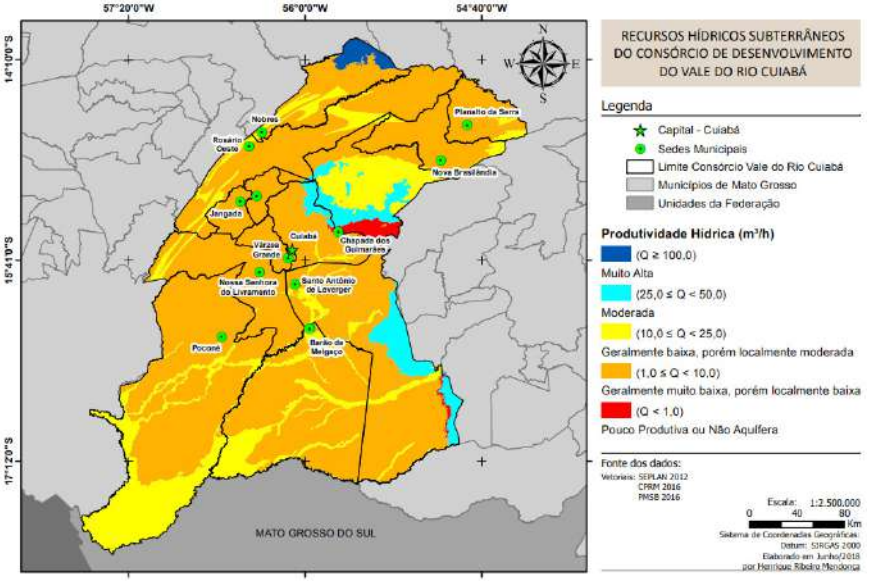


Fonte: Mato Grosso (2009)

Analisando as Figuras 4 e 5, verifica-se que o território do Consórcio do Vale do Rio Cuiabá está situado prioritariamente em área de Domínio Poroso, sendo os principais aquíferos: Grupo Alto Paraguai, Cuiabá, Pantanal, Bauru e Guarani.

Conforme dados da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (DINIZ, 2014) do Serviço Geológico do Brasil, o consórcio está localizado em uma região hidrogeológica onde a produtividade dos mananciais subterrâneos é, em sua maioria, classificada como geralmente muito baixa, porém localmente baixa, apresentando vazão específica entre 0,04 e 0,4 m³/h/m, transmissividade entre 10-6 e 10-5 m²/s; condutividade hidráulica entre 10-8 e 10-7 m/s e vazão média dos poços entre 1,0 e 10,0 m³/h, conforme Figura 6. A Tabela 2 apresenta a produtividade hídrica subterrânea das sedes municipais do consórcio.

Figura 6. Recursos hídricos subterrâneos e gestão de águas no Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Construção dos autores, adaptado de DINIZ (2014)

Tabela 2 – Produtividade hídrica subterrânea das sedes municipais do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá

Municípios	Classificação	Produtividade hídrica (m^3/h)
Acorizal	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$
Barão de Melgaço	Geralmente baixa, porém, localmente moderada	$10,0 \leq Q < 25,0$
Chapada dos Guimarães	Pouco produtiva ou não aquífera	< 1
Cuiabá	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$
Jangada	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$
Nobres	Geralmente baixa, porém, localmente moderada	$10,0 \leq Q < 25,0$
Nossa Senhora do Livramento	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$
Nova Brasilândia	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$
Planalto da Serra	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$
Poconé	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$
Rosário Oeste	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$
Santo Antônio de Leverger	Geralmente baixa, porém, localmente moderada	$10,0 \leq Q < 25,0$
Várzea Grande	Geralmente muito baixa, porém, localmente baixa	$1,0 \leq Q < 10,0$

Fonte: Construção dos autores, adaptado de DINIZ (2014)

Destaca-se que os dados de Diniz (2014) apresentam a localização de formações geológicas que armazenam e transmitem água subterrânea de forma semelhante e com produtividades da mesma ordem de grandeza, sendo possível a existência de locais com características hidrodinâmicas próprias e que apresentem vazões fora da faixa classificada, sendo necessária a realização de estudo local para determinação real da produtividade do manancial subterrâneo.

Panorama do Saneamento Básico na Bacia do Rio Cuiabá

O panorama do setor de saneamento na bacia traz uma análise do impacto causado pelos modelos de gestão do saneamento no Estado de Mato Grosso, a partir da mudança do modelo centralizado para o descentralizado em que cada município passou a gerir os seus próprios sistemas de saneamento.Os impactos dessa mudança foram analisados considerando as dimensões: gerencial, técnico-operacional, social e ambiental à luz das atividades de planejamento, prestação de serviço, regulação e controle social previstas na Lei 11.445/2007 (BRASIL, 2007).

Modelo de Gestão

Com a municipalização dos serviços, no final da década de 90, os municípios passaram a gerir os seus próprios sistemas; como encontraram dificuldades nessa tarefa, as concessões privadas floresceram no Estado.De acordo com a Associação Brasileira das Concessionárias Privadas –ABCON (2018),a participação da iniciativa privada no Estado é a terceira maior do Brasil e alcança uma população de 1.427.486 habitantes, ou 42% do Estado.

No consórcio estudado verificou-se a predominância da prestação de serviços públicos de água e esgoto em 70% dos municípios; os demais 30% têm administração privada. Porém, em termos de abrangência populacional, a concessão privada representa 67% da população da bacia e isso se deve à inclusão da cidade de Cuiabá (Figura7).

Figura 7. Tipos de prestação de serviços de saneamento no Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá

Fonte: Construção dos autores.

Destaca-se que o município de Nobres foi um dos primeiros a realizar a concessão dos serviços, em 1999, seguido por Jangada (2004), Poconé (2008) e por último, Cuiabá (2012), conforme Tabela3. Os municípios tiveram seu processo de concessão anterior à lei de saneamento e,consequentemente, não contaram com as diretrizes estabelecidas pela legislação nem com os Planos de Saneamento,previstos na legislação como instrumentos norteadores para a prestação dos serviços.

Já em Cuiabá, apesar de o processo de concessão ter ocorrido em data posterior à lei, este foi marcado por problemas de ordem administrativa e jurídica que resultaram na intervenção do município em maio de 2016 com o objetivo de retomar os serviços de água e esgoto, devido ao descumprimento do contrato e à incapacidade de investimentos de correntes da depreciação financeira dos índices da empresa (CUIABÁ, 2016).

Assim, foi assinado o 2o termo aditivo ao contrato de concessão para prestação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário (CUIABÁ, 2016), que culminou com a substituição do grupo econômico detentor do controle acionário da CAB Ambiental, no início de 2018, pela empresa Iguá Saneamento, que é controlada por um Fundo de Investimento em Participações – FIP que detém participação majoritária no empreendimento, e pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social Participações – BNDESPar.

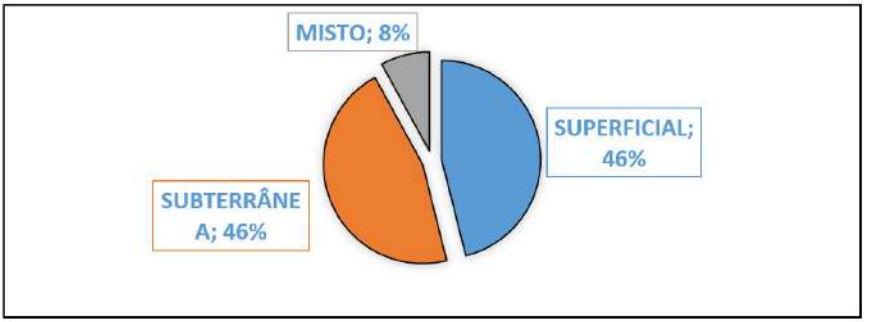
Em relação à atividade de planejamento, imposta pela lei, atualmente todos os municípios da bacia dispõem de seus Planos de Saneamento, com exceção de Rosário Oeste, ainda em fase de elaboração.

Quanto à regulação dos serviços, apenas Cuiabá apresenta uma Autarquia Municipal de Água e Esgoto – AMAES, criada inicialmente em 2012 com objetivo de regular os serviços (CUIABÁ, 2011); posteriormente essa autarquia foi reestruturada para atender outros serviços delegados pelo município, passando a se chamar Agência de Regulação de Serviços Delegados –ARSEC.

Fontes de Abastecimento

Os municípios pertencentes ao Consórcio do Vale do Cuiabá utilizam tipos distintos de captação de água para abastecimento público, como apresentado na Figura 8. Somente 8% utilizam o manancial subterrâneo, 46%,mananciais superficiais e 46%, captações subterrânea e superficial.

Figura 8. Tipos de captação utilizadas nos sistemas de abastecimento de água nos municípios do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Construção dos autores.

O baixo percentual de utilização das águas subterrâneas como fonte de abastecimento deve-se à limitada produtividade hídrica subterrânea da região (Figura 3). São utilizados poços quando não há curso d'água nas proximidades do município, para atender bairros afastados ou comunidades rurais dispersas. Em geral,esse tipo de abastecimento é utilizado como alternativa complementar.

Como exemplo, o município de Nossa Senhora do Livramento, que não dispõe de recurso hídrico superficial com vazão suficiente para atender a sua demanda de água no núcleo urbano e ainda convive com a baixa produtividade hídrica subterrânea, requer elevado número de poços perfurados (21) para atender seus munícipes da área rural e urbana, além de uma estação de tratamento.

Devido a sua elevada disponibilidade hídrica do manancial superficial, o Rio Cuiabá e afluentes são utilizados como fonte de suprimento para 92% dos municípios, constituindo-se assim numa fonte segura para atender aos municípios em suas demandas atual e futura de água, conforme analisado no projeto do PMSB-106.

Abastecimento de Água

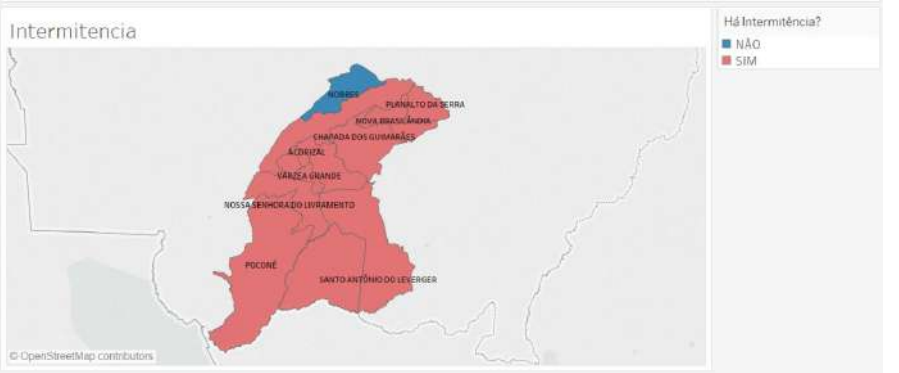
O Sistema de Abastecimento de Água– SAA envolve o conjunto de captações de água, tubulações, estações de tratamento, reservatórios, equipamentos e demais instalações destinadas ao fornecimento de água potável. Todos os municípios do consórcio possuem sistemas de tratamento das águas; 70% deles realizam tratamento convencional (ETA), enquanto que 30% fazem apenas simples desinfecção. Nota-se que Poconé trata as águas superficiais em ETA e as subterrâneas por desinfecção.

A distribuição da água é pressurizada em 20% dos municípios, por gravidade em 30% e 50% dispõe de ambos (Tabela3). A intermitência no abastecimento é presente em todos os municípios com exceção de Nobres (Figura 9).

Tabela 3. Caracterização do Sistema de Abastecimento de Água do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá

Municípios	População Urbana	Prestação de serviço	Tipo de captação	Tipo de tratamento
Acorizal	3.004	Público	Superficial	Convencional
Barão de Melgaço	3.346	Público	Mista	Convencional
Chapada dos Guimarães	11.832	Público	Superficial	Convencional
Cuiabá	574.444	Privado (2012)	Superficial	Convencional
Jangada	3.038	Privado (2004)	Superficial	Convencional
Nobres	12.702	Privado (1999)	Superficial	Convencional
Nossa Senhora do Livramento	4.415	Público	Subterrânea	Simples desinfecção
Nova Brasilândia	3.390	Público	Mista	Convencional
Planalto da Serra	2.241	Público	Mista	Simples desinfecção
Poconé	23.431	Privado (2008)	Mista	Convencional e simples desinfecção
Rosário Oeste	10.254	Público	Superficial	Convencional
Santo Antônio de Leverger	7.985	Público	Mista	Convencional
Várzea Grande	267.158	Público	Mista	Convencional

Figura 9. Intermitência no sistema de abastecimento de água do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Elaborada pelos autores, 2018

Com exceção de Chapada dos Guimarães e Várzea Grande, as sedes municipais possuem 100% de cobertura do SAA; contudo, apenas quatro municípios possuem macromedição[1], sendo o índice de 50% em Chapada dos Guimarães, 99% em Cuiabá e 100% em Jangada e Poconé. Os municípios Barão de Melgaço e Santo Antônio de Leverger apresentam baixos índices de micromedição[2] com 17% e 2,3%, respectivamente. Já em Rosário Oeste a micromedição é inexistente.

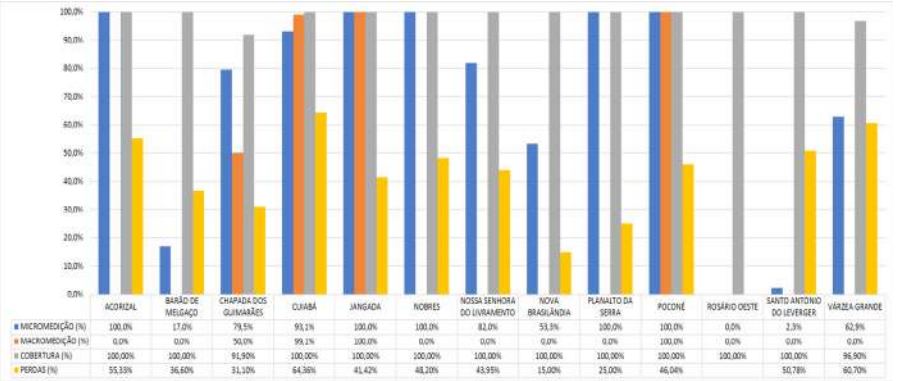
Destaca-se que todos os municípios do consórcio, exceto Nova Brasilândia, apresentam índices de perda de água no sistema de

1 Macromedição: o conjunto de atividades desenvolvidas pela empresa, visando dotá-la de políticas, normas e procedimentos que permitam obter, processar, analisar e divulgar dados operacionais relativos avazão, volumes, pressões, níveis de água e grandezas elétricas, dos componentes de um sistema de abastecimento de água.

2 Micromedição: o conjunto de atividades a serem desenvolvidos pela empresa, visando dotá-la de políticas, normas e procedimentos que permitam obter, processar, analisar e divulgar dados relativos a volumes de água demandados através dos ramais prediais de um sistema de abastecimento de água.

distribuição superiores ou iguais a 15%, sendo que o índice mais alto foi identificado em Cuiabá, com 64,34%. Rosário Oeste não possui informação quanto a perda (Figura 10).

Figura 10. Indicadores de desempenho do Sistema de Abastecimento de Água dos municípios do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



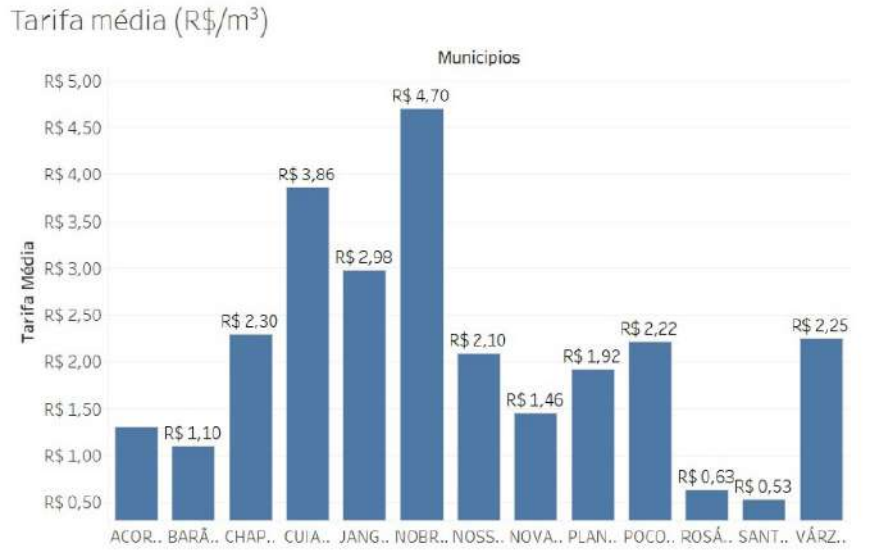
	ACORIZAL	BARÃO DE MELGAÇO	CHAPADA DOS GUIMARÃES	CUIABÁ	JANGADA	NOBRES	NOSSA SENHORA DO LIVRAMENTO	NOVA BRASILÂNDIA	PLANALTO DA SERRA	POCONÉ	ROSÁRIO OESTE	SANTO ANTÔNIO DO LEVERGER	VÁRZEA GRANDE
MICROMEDIÇÃO (%)	100,0%	17,0%	79,5%	93,1%	100,0%	100,0%	82,0%	53,3%	100,0%	100,0%	0,0%	2,3%	62,9%
MACROMEDIÇÃO (%)	0,0%	0,0%	50,0%	99,1%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%
COBERTURA (%)	100,00%	100,00%	91,90%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	96,90%
PERDAS (%)	55,33%	36,60%	31,10%	64,36%	41,42%	48,20%	43,95%	15,00%	25,00%	46,04%		50,78%	60,70%

Fonte: Construção dos autores.

Verifica-se que 62% dos municípios apresentam índices de perdas superiores a 40%, sendo que o índice médio de perdas na distribuição do Estado é de 46,8% (BRASIL, 2018). Tsutiya (2006) considera que sistemas com perdas acima de 40% são considerados ruins.

Todos os municípios realizam cobrança pelo uso da água, sendo a tarifa média de Nobres a mais alta, de R$ 4,60 por m³ de água, e a de Santo Antônio de Leverger a mais baixa, de R$ 0,53 por m³. Verifica-se que as maiores tarifas se concentram nos municípios com concessões privadas (Figura 11).

Figura 11. Tarifa média de água (R$/m³) no consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá

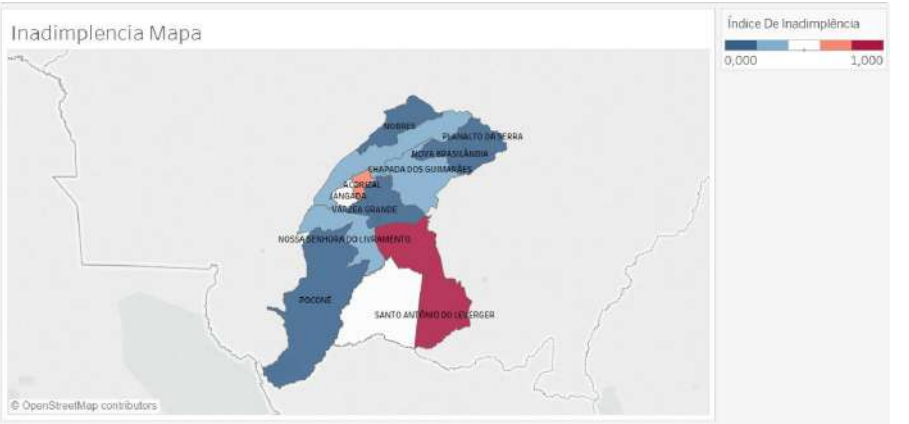


Fonte: Elaborada pelos autores, 2018.

Destaca-se ainda que em alguns municípios nos quais a gestão é pública, ocorrem as menores tarifas e essas, em geral, não conseguem cobrir as despesas para a exploração dos serviços.

Em relação ao índice de inadimplência, Santo Antônio de Leverger, Acorizal e Barão de Melgaço possuem os maiores índices, de 89%, 75% e 60%, respectivamente, e não há informação quanto ao município de Rosário Oeste (Figura 12).

Figura 12. Índice de inadimplência no Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Elaborada pelos autores

Conforme salientado, os municípios com menores tarifas apresentam índice elevado de inadimplência, gerando um sistema deficitário e uma prestação inadequada e ineficiente dos serviços.

Esgotamento Sanitário

O sistema de esgotamento sanitário é constituído pelas atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente. Com exceção de Cuiabá com 52,30% e 29,70% de cobertura de rede coletora e tratamento de esgoto, seguida pelo município de Várzea Grande com 14% coletado e 6% tratado,as demais sedes urbanas não dispõem de prestação do serviço de esgotamento sanitário, de maneira que a disposição do esgoto sanitário não coletado se dá por soluções individuais, fossas sépticas e sumidouros, fossas negras ou

rudimentares e escoamento a céu aberto ou diretamente num corpo d'água.

O impacto ambiental dessa situação provoca a deterioração das águas do Rio Cuiabá e afluentes, principalmente no trecho correspondente ao perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande, ocasionando o comprometimento em relação aos usos da água para fins de irrigação e balneabilidade, por exemplo, que constituem usos intrínsecos à vida da população ribeirinha. Os municípios de Santo Antônio e Barão de Melgaço, localizados a jusante desses lançamentos, recebem toda a carga orgânica gerada por essas duas cidades e isso tem gerado situações de conflitos na bacia.

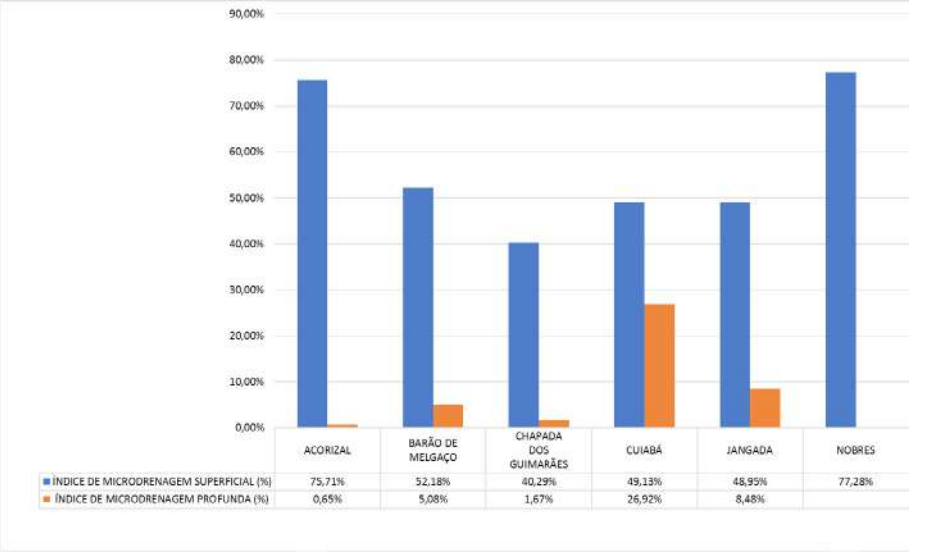
Manejo de Águas Pluviais

O manejo das águas pluviais corresponde ao conjunto de atividades, infraestruturas e instalações de drenagem, do transporte, detenção/retenção para o amortecimento de cheias, do tratamento e disposição final das águas pluviais. A Figura 13 expõe os índices de micro[3]e macrodrenagem[4].

3 Microdrenagem: incluia coleta e o afastamento das águas superficiais ou subterrâneas por meiode pequenas e médias galerias.

4 Macrodrenagem é o escoamento final das águas escoadas superficialmente, inclusive as captadas pelas estruturas de microdrenagem.

Figura 13. Índice de microdrenagem superficial e profunda (%) dos municípios do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Construção dos autores.

A prestação do serviço é do tipo pública em todo o consórcio. Acorizal, Barão de Melgaço, Nobres e Nossa Senhora do Livramento possuem mais de 50% de suas vias pavimentadas e com cobertura de microdrenagem superficial. Todos os municípios dispõem de menos de 30% de cobertura de microdrenagem profunda (bocas de lobo, galerias, canais). Observam-se pontos de erosão em todos os municípios, com exceção de Nossa Senhora do Livramento e Santo Antônio de Leverger; além disso, verifica-se a ocorrência de alagamentos em todos os municípios componentes do consórcio.

Os municípios de Cuiabá, Nova Brasilândia, Planalto da Serra, Poconé e Rosário Oeste não possuem informações de macro e microdrenagem, e Nobres não possui dados da macro nem da microdrenagem.

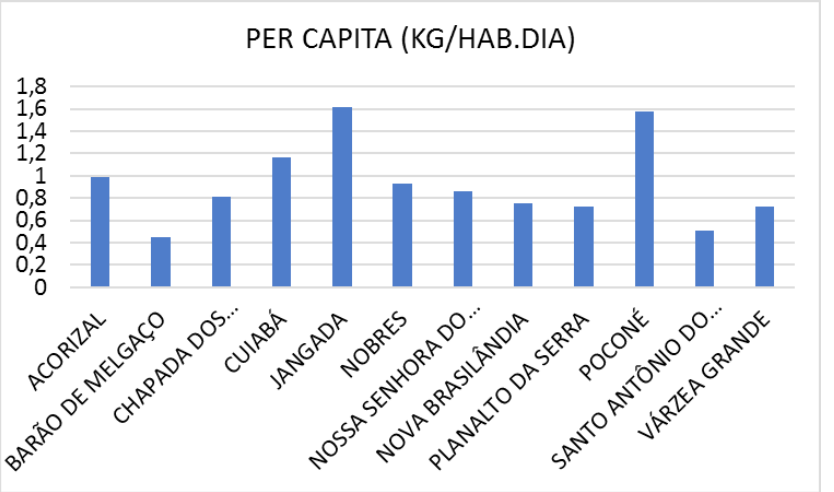
Manejo de Resíduos Sólidos

O manejo de resíduos sólidos compreende o conjunto de atividades, infraestruturas e instalações de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final do lixo doméstico e do lixo da varrição e limpeza de logradouros e vias públicas.

A prestação do serviço no Consórcio é do tipo pública em todos os municípios. A cobertura do serviço de coleta é de 100% nas sedes urbanas, com exceção de Barão de Melgaço e Santo Antônio de Leverger, com índice de 95%.

A produção diária média de resíduos sólidos dos municípios do Consórcio do Vale do Cuiabá é de 0,93kg por habitante por dia, sendo Poconé o maior gerador, com 1,58kg por habitante/dia, e Barão de Melgaço o menor,com 0,45kg por habitante/dia (Figura 14).

Figura 14. Produção média diária de resíduos sólidos (kg/hab.dia) no Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá



Fonte: Construção dos autores

Todos os municípios do consórcio realizam a disposição final dos resíduos em vazadouros a céu aberto (lixão). A cidade de Cuiabá,apesar de possuir um aterro sanitário no passado, este foi se deteriorando e tornando-se um lixão. Apenas Chapada dos Guimarães e Poconé dispõem de coleta seletiva. Não há informação referente à geração *per capita* de resíduos do município de Rosário Oeste.

De acordo com o PMSB106, a alternativa para atender aos municípios deverá ser construída baseando-se em uma gestão compartilhada de um aterro sanitário e na implementação da coleta seletiva para que apenas o rejeito se destine ao aterro.

Considerações Finais

Os índices de saneamento apresentados neste estudo demonstraram que o setor se encontra estagnado e ainda desestruturado nos municípios do Consórcio Intermunicipal do Vale do Rio Cuiabá. Não obstante os municípios disporem de Planos de Saneamento, apenas um apresenta ente regulador, constituindo um problema, uma vez que o setor apresenta característica de monopólio, ficando assim vulnerável ao plano de execução, unicamente, das concessionárias.

Por outro lado, os municípios que possuem a prestação de serviço pública se encontram fragilizados pela infraestrutura precária e o gerenciamento dos seus serviços carece de fortalecimento institucional que busque a capacitação técnica do seu quadro de pessoal e implementação de melhorias comerciais, como as realizadas pelos sistemas privados.

Em síntese, o que se verifica é um vazio institucional, uma vez que o Estado se distanciou da gestão dos serviços e não fez o seu papel como ente regulador, deixando vulnerável a prestação dos serviços tanto privada como pública. A efetividade dos conselhos implantados depende da capacitação dos membros.

Apesar da elevada disponibilidade hídrica superficial na bacia, a intermitência no abastecimento é ainda marcante nos municípios e isso decorre da ausência de planejamento e investimentos verificada ao longo das últimas décadas.

Quanto à questão ambiental, percebe-se que os índices de perdas são elevados em todos os municípios, independentemente do tipo de prestador, e isso se deve à necessidade de investimentos que precisam ocorrer, principalmente nas ações relacionadas à substituição de redes de cimento amianto em áreas centrais, ampliação de sistemas de reservação e adução, por exemplo, que apresentam custos elevados.

Em relação aos serviços de coleta e tratamento de esgoto, os indicadores apontam para uma situação precária e, mesmo os municípios com concessões, não apresentaram eficiência na reversão desse quadro. De forma similar, os resíduos sólidos não coletados chegam até os córregos e estes se tornaram canais preferenciais de esgoto e resíduos e atingem o Rio Cuiabá. A forma de disposição nos lixões utilizada pelos municípios constitui um elevado potencial de degradação da paisagem e dos corpos d'água.

Referências

ABCON SINDCON 2018. **Panorama da participação privada no saneamento**. Disponível em: <http://abconsindcon.com.br/pagina-acervo/>. Acesso em: jun. 2018.

BICUDO, C.E.de M.; TUNDISI, J.G.; SCHEUENSTUHL, M.C.B. Síntese. In: BICUDO, C.E.de M.; TUNDISI, J.G.; SCHEUENSTUHL, M.C.B (org.). Águas do Brasil: análises estratégicas. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010. v. 1, p. 219-222.

BRASIL. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM. **Regionalização da Q95 na sub-bacia 24 – Alto Araguaia.** Projeto "Disponibilidade Hídrica do Brasil – Estudos de Regionalização de Vazões nas Bacias Hidrográficas Brasileiras". Serviço Geológico do Brasil - CPRM. Diretoria de Hidrologia e Gestão Territorial - DHT. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/hidrologia/projetos/relatorios_sintese_regionalizacao/sint_reg24.pdf>. Acesso em: jun. 2018.

BRASIL**. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: jun. 2018.

BRASIL. **Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2001**. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: jun. 2018.

BRASIL. **Lei nº. 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: jun. 2018.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**: Água e Esgotos. Disponível em: <http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: jun. 2018

MATO GROSSO. Governo do Estado de Mato Grosso. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Divisão Hidrográfica do Estado. Resolução nº 5, de 18 de agosto de 2006.**Diário Oficial do Estado de Mato Grosso**. Disponível em:<https://www.jusbrasil.com.br/diarios/7460026/pg-5-diario-oficial-do-estado-do-mato-grosso-doemt-de-21-08-2006> Acesso em: jun. 2018.

CUIABÁ. **Lei Municipal nº 252 de 01/09/11**. Dispõe sobre os serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário e de resíduos sólidos no município de Cuiabá, cria a Agência Municipal de Regulação dos Serviços Públicos de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário e dá outras providências. Cuiabá, MT, setembro de 2011. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/mt/c/cuiaba/lei-complementar/2011/26/252/lei-complementar-n-252-2011-dispoe-sobre-os-servicos-publicos-de-abastecimento-de-agua-e-esgotamento-sanitario-e-de-residuos-solidos-no-municipio-de-cuiaba-cria-a-agencia-municipal-de-regulacao-dos-servicos-publicos-de-abastecimento-de-agua-e-esgotamento-sanitario-e-da-outras-providencias>. Acesso em: jun. 2018.

CUIABÁ. PREFEITURA DE CUIABÁ. **2º Termo aditivo ao contrato de concessão para prestação de serviço público de abastecimento de água e esgotamento sanitário**. 29 de novembro de 2016. Disponível em: <www.arsec.cuiaba.mt.gov.br/conteudo/download/id/223>. Acesso em: jun. 2018.

DINIZ, J.A.O. (coord.). **Mapa hidrogeológico do Brasil**. Escala 1:5.000.000. Recife: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2014. Disponível em: <http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/bitstream/doc/15556/2/Mapa_para_impressao_vetorizado.pdf>. Acesso em: jun. 2018.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – 2010. Rio de Janeiro: IBGE.

LIMA, E.B.N.R. Desafios da Lei de Saneamento. In: SCALOPE, L. A. E.; OLIVEIRA, S. L. S. (org.). **Seminários Regionais Ambientais**. Cuiabá: KCM, 2012, v. 1, p. 44-51.

MATO GROSSO. SEMA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Cuiabá: KCM Editora, 2009. 184 p. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=1470&Itemid=271>. Acesso em: jun. 2018.

MATO GROSSO. SEMA. **Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento Ambiental** (SIMLAM PÚBLICO). Versão 29/10/2007. Disponível em: <http://monitoramento.sema.mt.gov.br/simlam/>. Acesso jun. de 2018.

MOURÃO, G.; OLIVEIRA, M.D.; CALHEIROS, D.F.; PADOVANI, C.R.; MARQUES, E. J.M.; UETANABARO, M. **O Pantanal Mato-Grossense**. 2002. Disponível em: <http://www.ib.usp.br/limnologia/textos/O%20PANTANAL%20MATO-GROSSENSE.pdf>. Acesso em: jun. 2018.

RIBEIRO, H. **Saúde Pública e meio ambiente: evolução do conhecimento e da prática, alguns aspectos éticos.** 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-12902004000100008>. Acesso em: jun. 2018.

SOUZA, C.A.; LANI, J.L.; SOUSA, J.B. **Origem e Evolução do Pantanal Mato-Grossense**. 2003. Disponível em: <http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/6/3/132.pdf>. Acesso em: jun. 2018.

TSUTIYA, M.T. **Abastecimento de Água**. 2. ed. São Paulo: Departamento de Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. 643p.

CAPÍTULO 14 -

A RESERVA DA BIOSFERA DO PANTANAL COMO INSTRUMENTO DE APOIO À GESTÃO TERRITORIAL E DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO ALTO RIO PARAGUAI

Maitê Tambelini-Santos

Nely Tocantins

Carolina Joana da Silva

Reinaldo Francisco Ferreira Lourival

O conceito de Reserva da Biosfera

O programa Homem e a Biosfera (Man and the Biosphere – MaB) da UNESCO surgiu durante a Conferência da Biosfera realizada em Paris em setembro de 1968. Os impactos das ações humanas sobre o meio ambiente, afetando os ecossistemas e pondo em risco o bem-estar e a segurança das gerações futuras, motivou pesquisadores e políticos ao redor do mundo a promover debates acerca da sustentabilidade. O marco dessa conferência foi a declaração, feita em nível intergovernamental, de que a conservação dos recursos ambientais poderia e deveria ser alcançada paralelamente ao seu uso racional pela humanidade, demandando um sistema de desenvolvimento que tivesse respaldo social, ambiental e econômico (BATISSE, 1982; 2003).

O programa MAB, consolidado no ano de 1971, é um programa de cooperação científica internacional que busca lidar com aspectos

sociais, econômicos e culturais, bem como com as questões ambientais. No âmbito desse programa foram criadas as Reservas da Biosfera,que são locais chave,cujo propósito é testar abordagens interdisciplinares com o intuito de compreender e gerir as mudanças e interações entre sistemas sociais e ecológicos, incluindo prevenção de conflitos e gestão da biodiversidade, assegurando a diversidade genética das espécies (BATISSE,1982).

As Reservas da Biosfera – RBs passaram a ser os espaços territoriais "modelo", onde a gestão de múltiplos objetivos seria testada, refinada, implementada e demonstrada. Desse modo, as RBs são, simultaneamente, um conceito e uma ferramenta (DYER; HOLLAND, 1991), lugares especiais para as pessoas e para a natureza.

Para desempenhar o seu papel, as RBs precisam atender suas três funções básicas de forma concomitante: a) apoio logístico: estabelecer uma rede internacional de cooperação científica vinculada ao MaB; b) conservação: garantir a conservação dos recursos genéticos e ecossistemas e a manutenção da diversidade biológica; c) desenvolvimento: proporcionar ações governamentais que conciliem a conservação da biodiversidade com o uso sustentável, fomentando a pesquisa e a educação (PRICE, 2002; BATISSE, 2003).

As Reservas da Biosfera visam à gestão integrada do ecossistema por meio de um modelo de zoneamento. Esse zoneamento precisa garantir que as RBs conciliem efetivamente conservação, uso sustentável dos recursos e geração de conhecimento (BATISSE, 1982, 2003). O zoneamento de cada Reserva da Biosfera deve incluir: a) zona núcleo: composta de Unidades de Conservação – UC que tenham como foco a conservação da diversidade biológica e a manutenção do ecossistema sem a interferência humana; b) zona tampão ou de amortecimento:

áreas que circundam as zonas núcleo e que podem ser usadas para atividades que sejam compatíveis com práticas ecológicas corretas, incluindo educação ambiental, recreação, ecoturismo, pesquisa aplicada e básica; c) zona de transição: áreas destinadas ao desenvolvimento sustentável, que podem conter uma variedade de atividades compatíveis com a região geográfica na qual se encontram (BATISSE, 1990). Em alguns casos, as RBs coincidirão ou incorporarão áreas protegidas existentes ou propostas, tais como parques nacionais, santuários ou reservas naturais, dentre outras. A Figura 1 apresenta o esquema de zoneamento de uma Reserva da Biosfera.

Contextualização das RBs no Mundo e no Brasil

Atualmente existem 669 reservas da biosfera localizadas em 120 países, incluindo 20 áreas transfronteiriças. No continente africano, são 75 localizadas em 28 países, no Oriente Médio 31 em 11 países, na região Ásia-Pacífico são 147 em 24 países, na Europa e América do Norte são 287 em 36 países e na América Latina e Caribe são 129 em 21 países (Figura 2).

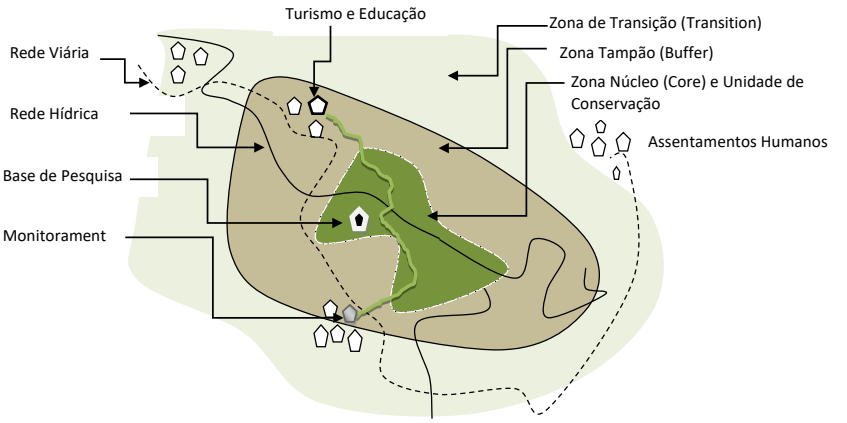
Como são criadas as RBs

Cada país é responsável por escolher uma área potencial em seu território para ser uma Reserva da Biosfera. A proposta deverá ser encaminhada e avaliada pelo Comitê Internacional de Aconselhamento

das Reservas da Biosfera – IACBR do programa MaB. Coletivamente, todas as RBs formam uma Rede Mundial na qual a participação dos estados nacionais é voluntária (UNESCO, 2013). A Rede Mundial de Reservas da Biosfera consiste em uma rede dinâmica e interativa, sendo uma das principais ferramentas para desenvolver e implementar abordagens multidisciplinares ao desenvolvimento sustentável atuando nas esferas local, regional e internacional (BATISSE, 2003).

Figura 1. (a) Esquema de Zoneamento das Reservas da Biosfera baseado no chamado modelo do Ovo (aninhado). As cores representam as três zonas; Núcleo (verde), Tampão (pardo) e Transição (verde claro).

Figura 1. (a) Esquema de Zoneamento das Reservas da Biosfera baseado no chamado modelo do Ovo (aninhado). As cores representam as três zonas; Núcleo (verde), Tampão (pardo) e Transição (verde claro).



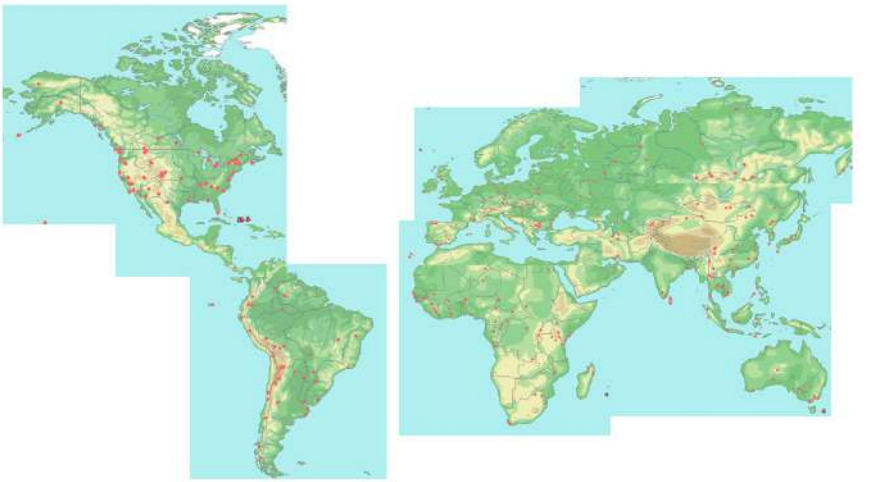
Fonte: Adaptado de UNESCO-MaB (2013) (www.mab.com)

A Rede Mundial de Reservas da Biosfera foi crescendo de maneira progressiva conforme novas RBs foram sendo designadas.

Para rever as atividades realizadas nos primeiros 10 anos, a UNESCO, juntamente com outras organizações internacionais, realizou em 1983 o Primeiro Congresso Internacional de Reservas da Biosfera. Os encaminhamentos do congresso deram origem, em 1984, a um Plano de Ação para estas áreas (BATISSE, 1985).

Embora grande parte deste Plano de Ação permaneça válida até hoje, o contexto no qual as RBs operam mudou consideravelmente após a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, Rio 92. O envolvimento das comunidades locais nos processos de tomada de decisão e resolução de conflitos foi reconhecido nesse evento como uma característica fundamental para a gestão bem-sucedida de uma Reserva da Biosfera (UNESCO, 1996).

Figura 2. Distribuição da rede mundial de Reservas da Biosfera reconhecidas pelo programa Man and the Biosphere da UNESCO.



Fonte: Adaptado de UNESCO-MaB (2013) (www.mab.com)

Com o surgimento de tecnologias, ocorreu o desenvolvimento de novas metodologias para o engajamento dos "stakeholders" (partes interessadas) na implementação de redes de cooperação e na identificação de problemas e limitações na implementação das RBs, levando a UNESCO a avaliar a efetividade do Plano de Ação. Nesse contexto, foi realizada a Conferência Internacional sobre Reservas da Biosfera, a convite das autoridades espanholas em Sevilha (Espanha), em março de 1995, que culminou na elaboração da Estratégia de Sevilha. Esse documento forneceu recomendações para o desenvolvimento de RBs efetivas,por meio do Marco Estatutário, estabelecendo condições apropriadas de funcionamento da Rede Mundial de Reservas da Biosfera (UNESCO, 1996).

No Brasil, as RBs estão previstas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (BRASIL, 2000) e, portanto, seguem os trâmites citados anteriormente para aprovação e reconhecimento pela UNESCO. O programa MAB é gerido no Brasil pela Comissão Brasileira do Programa MAB – COBRAMAB, criada em 1974, sendo presidida pelo Ministério do Meio Ambiente. Juntamente com a Rede Brasileira de RBs, criada em 1985, orientam a implantação das Reservas da Biosfera em todo o território nacional.

As Reservas da Biosfera são coordenadas por um Conselho Deliberativo, formado por representantes de instituições públicas e de organizações da sociedade civil, que deve definir as macrodiretrizes para a sua implantação efetiva. São auxiliados por Comitês Estaduais, que dão suporte e acompanhamento à implementação dessas diretrizes. Esses Comitês, por sua proximidade com as questões regionais, proporcionam voz ativa à comunidade nos processos de definição das

políticas de sustentabilidade ambiental, econômica e cultural, além de difundir os conceitos e funções das RBs (BRASIL, 2016).

A primeira Reserva da Biosfera brasileira foi criada em 1992 com o propósito de salvar os remanescentes de Mata Atlântica. Atualmente o Brasil possui sete RBs, quais sejam: Mata Atlântica, Cinturão Verde de São Paulo, Cerrado, Pantanal, Caatinga, Amazônia Central e Serra do Espinhaço (Figura 3). Neste capítulo iremos abordar a Reserva da Biosfera do Pantanal, no qual está inserida uma das maiores áreas úmidas do mundo e que tem parte de sua área situada na Bacia do Rio Cuiabá.

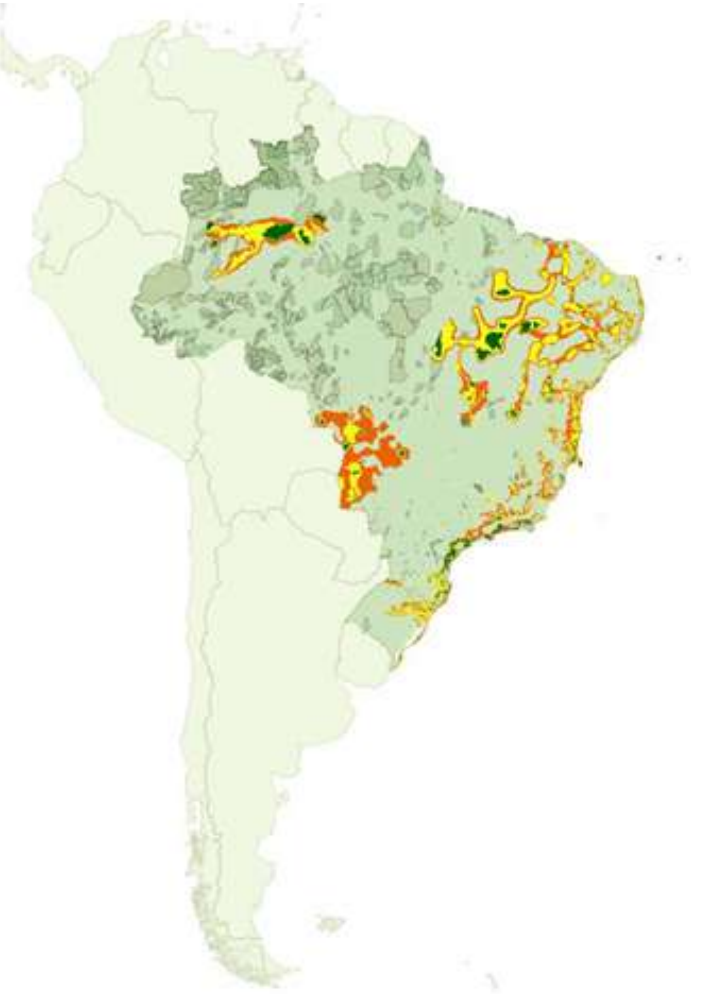
Linha do tempo da Reserva da Biosfera do Pantanal

Considerado Patrimônio Constitucional Brasileiro desde 1988, o Pantanal, devido a sua relevância como maior área úmida contígua do planeta, teve seu reconhecimento como RB pela UNESCO em 9 de novembro de 2000. Com uma área de 264.176 km², a RB Pantanal abrange os estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e uma pequena parcela de Goiás (Parque Nacional de Emas), portanto engloba tanto o planalto circundante quanto as áreas inundáveis da planície. O desenho da RB Pantanal teve como base para sua proposta o primeiro *workshop* de áreas prioritárias para o Cerrado-Pantanal, desenvolvido pelo ProBio-MMA na década de 1990.

Uma das grandes dificuldades da gestão dessa região reside na falta de harmonização decorrente do processo de divisão dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, a partir de 1977, que levou àredução da importância do Pantanal na política nacional, na economia e em sua gestão nos dois estados. Uma das consequências dessa divisão

é a formulação de leis, normas e condutas diferenciadas para a gestão da região pantaneira.

Figura 3. Distribuição das Reservas da Biosfera brasileiras



Fonte: Adaptado de UNESCO – MaB (2013) (www.mab.com)

A Reserva da Biosfera do Pantanal oferece uma grande oportunidade para restaurar a gestão integrada e efetiva das diversas

forças que operam e controlam o futuro de sua biodiversidade, da sua cultura e economia em território brasileiro (LOURIVAL et al., 2009). Além disso, possui potencial de integração com os países vizinhos, suas regiões de planalto e planície, suas áreas protegidas públicas, a pecuária extensiva e o agronegócio, passando a ter um foro de discussão para a solução de desafios comuns.

Além do reconhecimento internacional de Reserva da Biosfera, a UNESCO concedeu ao Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense e às Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) Acurizal, Penha e Dorochê e à Fazenda Rio Negro o título de Sítios do Patrimônio Mundial Natural. O Parque Nacional do Pantanal e as RPPNs SESC Pantanal e Rio Negro foram reconhecidos como Sítios Ramsar (Convenção Internacional de Áreas Úmidas).

As áreas núcleo da RB Pantanal englobam diferentes categorias de Unidades de Conservação e esferas administrativas, quais sejam: Parque Nacional das Emas – GO/MS, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães – MT, Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense –MT, Parque Estadual Serra de Santa Bárbara – MT, Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari – MT/MS, Estação Ecológica da Serra das Araras – MT, Estação Ecológica Taiamã – MT, Estrada Parque Poconé - Porto Jofre– MT, Estrada Parque Morro do Azeite - Porto da Manga – MS, RPPN Estância Ecológica SESC Pantanal –MT, RPPNs Acurizal, Penha e Dorochê – MS/MT, RPPN da Fazendinha – MS e Parque Nacional da Serra da Bodoquena– MS, que constitui o maior remanescente de Mata Atlântica de interior no Brasil e é uma das maiores áreas núcleo dentro da RB Pantanal (Figura 4).

O Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, o Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense e a RPPN SESC Pantanal são as UCs que estão sob a influência de inundação do Rio Cuiabá.

As Reservas da Biosfera são submetidas a uma revisão periódica a cada 10 anos. Essa revisão é um evento importante na vida de uma reserva, pois permite um levantamento qualitativo das ações implementadas e seus resultados. Além disso, oferece uma oportunidade para discutir a atualização do zoneamento e avaliar sua relevância, questionar as políticas de gestão estabelecidas e examinar os problemas associados à sua implementação.

O Ministério do Meio Ambiente encaminhou em outubro de 2015 o Relatório de Avaliação Periódica da RB Pantanal, que possibilitou avaliar sua adequação aos critérios definidos pelo Marco Estatutário. O Artigo 4 do Marco apresenta sete critérios gerais para que uma área seja qualificada, como segue:

a) compreender um mosaico de sistemas ecológicos representativos das principais regiões biogeográficas, incluindo uma gradação de intervenções humanas;

b) ser significativa para a conservação da diversidade biológica;

c) proporcionar oportunidades para explorar e demonstrar abordagens para o desenvolvimento sustentável em escala regional;

d) ter dimensões suficientes para realizar as três funções básicas das Reservas da Biosfera;

e) ter um zoneamento apropriado;

f) possuir arranjos organizacionais desejavelmente paritários de autoridades públicas, comunidades locais e interesses privados, entre outros, na formulação e execução das funções de uma RB;

g) possuir mecanismos para implementação.

Após a avaliação desses critérios, a RB Pantanal foi considerada inativa, pois não havia arranjos organizacionais, uma vez que o Conselho Nacional e Comitês Estaduais encontravam-se desativados. Desde sua criação a RB Pantanal cumpriu de forma insatisfatória seus objetivos de criação e as três funções das Reservas da Biosfera.

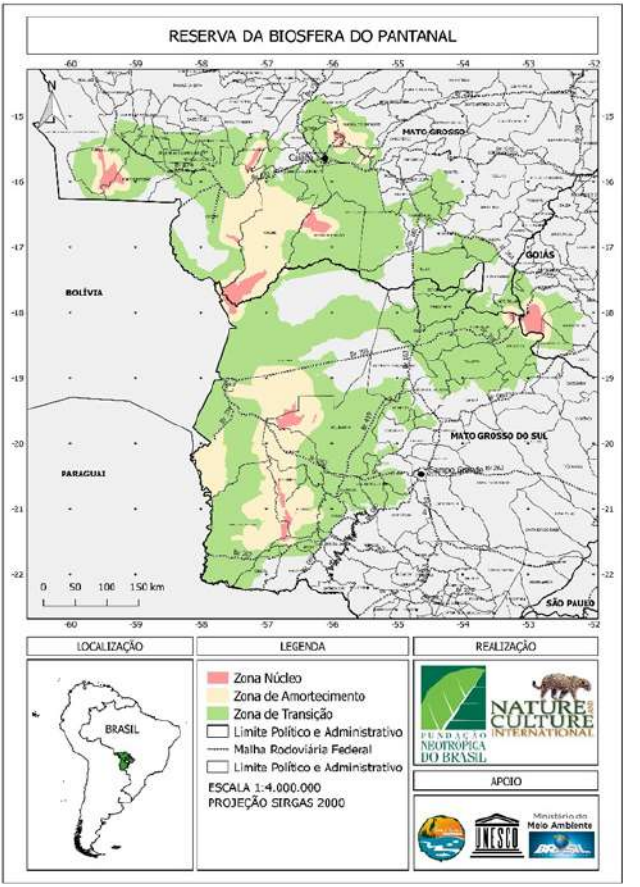
Em 2016, sob recomendação do Comitê Internacional de Aconselhamento das Reservas da Biosfera – IACBR, foram sugeridas ações efetivas para que os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul reestruturassem seus Comitês Estaduais e que desenvolvessem ações concretas para que a RB Pantanal seja de fato implantada, com risco de desligamento da Rede Mundial de Reservas da Biosfera da UNESCO.

Os governos federal e desses dois Estados manifestaram ao IACBR e à UNESCO seu interesse e apoio, propondo iniciativas conjuntas que buscam a efetiva implantação da RB Pantanal, juntamente com a sociedade civil organizada. Diversas instituições vêm colaborativamente conduzindo um processo formal para que a RB Pantanal não perca seu status internacional e tenha um sistema de governança mais efetivo, apoiado na formação de redes inclusivas, dinâmicas e orientadas a resultados, no âmbito do programa MaB e da Rede Mundial de Reservas da Biosfera.

Nesse processo, um grupo de pessoas comprometidas com a conservação e a sustentabilidade de longo prazo do Pantanal se

voluntariou a colocar recursos e esforços para a constituição dos conselhos nacional e estaduais, com 61 cadeiras (Nacional 11, MS 25 e MT 25). Todas as recomendações feitas pelo IACBR foram endereçadas e suas demandas devidamente efetivadas, tendo em fins de 2017 recebido finalmente seu certificado como Reserva da Biosfera Efetiva (Figura 5).

Figura 4. Desenho atual da Reserva da Biosfera do Pantanal e seus sistemas de zoneamento, por município em Mato Grosso e em Mato Grosso do Sul



Fonte: Ministério do Meio Ambiente

Figura 5. Certificado da Reserva da Biosfera do Pantanal conferido pela UNESCO em 2017

MAN AND THE BIOSPHERE PROGRAMME

By decision of the
International Co-ordinating Council
of the Programme on Man and the Biosphere,

Pantanal

Brazil

has been designated for inclusion
in the World Network of Biosphere Reserves.

The world's major ecosystem types and landscapes
are represented in this Network, which is devoted to conserving
biological diversity, promoting research and monitoring,
as well as seeking to provide models of sustainable
development in the service of humankind.

Participation in the World Network facilitates cooperation
and exchanges at the regional and international levels.

DATE OF INSCRIPTION 2000

DIRECTOR-GENERAL OF UNESCO

A Reserva da Biosfera do Pantanal como ferramenta de apoio ao uso sustentável da Bacia do Rio Cuiabá

Desafios da Bacia do Alto Paraguai relevantes para a RB Pantanal

A Bacia do Alto Paraguai – BAP abrange uma área de 600.000 km2 distribuídos entre Brasil, Bolívia e Paraguai. Encontra-se no território brasileiro uma área de 362.380 km^2, correspondente a 61% do total da bacia e a uma das 12 Regiões Hidrográficas brasileiras, denominada RH-Paraguai. No contexto de gestão de recursos hídricos, a RH-Paraguai está dividida em 13 unidades de planejamento, sete em Mato Grosso e seis em Mato Grosso do Sul (BRASIL, 2018). Dessas 13, sete unidades hidrográficas estão localizadas nas áreas core da RB Pantanal, conforme segue: P7 – Paraguai-Pantanal, P4 – Alto Rio Cuiabá, P2 – Alto Paraguai Médio, P6 – Correntes-Taquari, P1 – Jauru, II.3 – Miranda, II.4 – Negro. Nesse contexto, os processos de destinação e uso dessas unidades de planejamento devem ser monitorados para garantir a conservação das UCs, áreas core da RB Pantanal.

A planície pantaneira é regida pelo chamado "pulso de inundação", possui estações de seca e cheia bem definidas (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK; DA SILVA, 1999) e depende fundamentalmente das águas oriundas dos Cerrados do Brasil Central, das Matas Chiquitanas da Bolívia e áreas do Chaco Paraguaio. Área úmida de grande diversidade de espécies, possui elevadas densidades populacionais de diversas espécies ameaçadas (e.g. onça-pintada - *Panthera onca* e a arara-azul - *Anodorhyncus hyacinthinus*) e uma grande variedade de macro-habitats que desperta o interesse de cientistas e turistas do mundo inteiro (JUNK; NUNES DA CUNHA, 2005; HARRIS et al. 2005). É também o lugar de populações tradicionais, fazendeiros tradicionais, o pantaneiro (personagem local fortemente enraizado com o modo de vida rural), adaptados ao pulso de inundação das águas pantaneiras (DA SILVA; SILVA, 1995). A permanência dos

pantaneiros no Sistema Pantanal mostra a resiliência ecológica e cultural à dinâmica dos pulsos de inundação anual e plurianual.

Apesar de o Pantanal estar relativamente bem conservado (87% de vegetação nativa), suas bordas vêm sofrendo com as ações antrópicas. Desmatamento e manejo inadequado de terras para agropecuária têm acelerado processos erosivos milenares, causando sedimentação de rios essenciais para a manutenção desse bioma. A poluição das águas pelos efluentes urbanos e pela mineração e a contaminação química por pesticidas e mercúrio são algumas das ameaças que colocam em risco o frágil equilíbrio ambiental pantaneiro. Mas é a grande quantidade de barragens para a construção de hidrelétricas (que alteram o regime de enchentes) e as grandes obras de infraestrutura (hidrovias, rodovias e portos) construídos sem apropriada avaliação ambiental estratégica (efeitos sinérgicos) que colocam em risco a resiliência e a capacidade de regeneração deste sistema (GIRARD; DA SILVA; ABDO, 2003; DA SILVA; GIRARD, 2004; JUNK; NUNES DA CUNHA, 2005; CALHEIROS et al., 2009; DA SILVA et al., 2015).

Por ser uma planície inundável alimentada por bacias de captação situadas nos planaltos e chapadões adjacentes, as áreas de alta contribuição hídrica, como as regiões de cabeceiras, devem ser incluídas nos planos de conservação para assegurar a manutenção do pulso de inundação e da conectividade entre planalto e planície (PETRY et al., 2011). Desafortunadamente, menos de 5% do Pantanal estãoformalmente protegidos por Unidades de Conservação – UCs públicas (Parques Nacional e Estadual, Estação Ecológica) e privadas (Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN) (RYLANDS; BRANDON, 2005). O restante das terras pertence a particulares, que têm mantido boa parte do Pantanal sob regime tradicional de uso,

como a pecuária extensiva. Essa baixa representatividade em Unidades de Conservação deixa o Pantanal vulnerável ao interesse dos ciclos econômicos externos e às pressões do desenvolvimento desordenado dos planaltos, o que vem "comendo" a planície literalmente pelas "beiradas". À medida que crescem os conhecimentos científicos, verifica-se a dependência do Pantanal a outros biomas, pois grande parte das chuvas que o alimentam tem sua origem na floresta amazônica. Essa conectividade entre os dois biomas é uma descoberta fantástica e ao mesmo tempo preocupante, dado o crescente desmatamento da floresta amazônica (MOSS et al., 2014; NOBRE, 2014).

O Plano Nacional de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai – PRH Paraguai (BRASIL, 2018) destacou em sua análise os dois compartimentos fisiográficos da BAP, o planalto e a planície pantaneira, o que possibilita também especializar as atividades econômicas em ambos os compartimentos. O planalto atua como fonte geradora dos desafios aos quais a planície pantaneira, enquanto receptora, tem que responder, na busca de garantir a sua resiliência ecológica e cultural.

As atividades econômicas mais antigas na planície pantaneira são a pesca e a pecuária, enquanto no planaltosão a mineração, a agricultura de subsistência e a pecuária de média escala. Nos últimos 50 anos, o agronegócio e a pecuária de grande escalase expandiram na região do planalto em consequência dos incentivos governamentais permanentes a essa forma de uso do solo. Essa expansão foi apoiada inicialmente pelo POLOCENTRO, que financiou a conversão do bioma Cerrado em extensas áreas de agroecossistemas.

Mais recentemente, o turismo ecológico tornou-se uma importante atividade econômica no Pantanal e, junto com a

pecuária tradicional ou com a pesca, mantém o sistema em funcionamento,aumentando a economia e o desenvolvimento local. Atualmente, a soja, impedida de adentrar a floresta amazônica, avança nos municípios pantaneiros, como Poconé, Cáceres, Santo Antôniode Leverger e Barão de Melgaço. A conversão ecossistêmica do Cerrado e do Pantanal em agricultura de grãos é o cenário da paisagem em construção.

Soma-se a essas atividades a demanda para incorporar uma matriz energética hídrica à BAP, cujo potencial energético é inferior a 2% do estimado para o país. Estão em operação na BAP 44 empreendimentos hidrelétricos e 114 estão em processo de análise. Esses inúmeros empreendimentos hidrelétricos estão instalados ou pretendem se instalar na região do planalto, comprometendo a conectividade hidrológica no Pantanal.

Ao mesmo tempo em que o sistema ecológico se torna cada vez mais ameaçado, o sistema social também se torna mais vulnerável. Grupos sociais com maior poder econômico, baseado na cultura de grãos e na de empreendimentos da matriz energética hídrica, concentrarão mais riqueza, com a consequente acentuação da exclusão e desigualdades sociais.

Fragilidade do Arcabouço Legal

O Pantanal, juntamente com o Cerrado, é um dos ecossistemas menos protegidos do Brasil (RYLANDS; BRANDON, 2005). A conservação, a recuperação e o uso sustentável do Pantanal dependem da integração de esforços de múltiplos atores e de uma visão estratégica que possibilite vencer os obstáculos que ameaçam esse bioma.

Nunes da Cunha, Piedade e Junk (2014) fizeram um apanhado do arcabouço legal ambiental do Brasil e concluíram que a falta de uma legislação específica é uma das maiores ameaças para as áreas úmidas brasileiras, incluindo o Pantanal.

A Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (BRASIL 1997) não define a expressão técnica "recursos hídricos" e considera somente o elemento água, desconsiderando a dinâmica e a inter-relação da água com o ecossistema. A referida lei não aborda de maneira específica as áreas de inundação periódica, o que acaba gerando uma fragilidade jurídica (NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2014). A nova versão do Código Florestal (BRASIL 2012) utiliza a calha regular do rio para determinar as Áreas de Preservação Permanente flexibilizando o desmatamento na região de planalto. No caso do Pantanal, a definição de calha regular do rio está longe de contemplar a complexidade do ambiente (NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2014). Além disso, o Art. 10 da referida lei (Lei n° 12.651, de 25 de maio de 2012) diz: "Nos pantanais e planícies pantaneiras, é permitida a exploração ecologicamente sustentável, devendo-se considerar as recomendações técnicas dos órgãos oficiais de pesquisa, ficando novas supressões de vegetação nativa para uso alternativo do solo condicionadas à autorização do órgão estadual do meio ambiente, com base nas recomendações mencionadas neste artigo"(BRASIL, 2012).

A Lei nº 8.830 de 21 de janeiro de 2008 estabelece a Política Estadual de Gestão e Proteção da Bacia do Alto Paraguai no Estado de Mato Grosso (MATO GROSSO, 2008). Essa lei não leva em consideração as peculiaridades geomorfológicas e ecológicas da planície pantaneira e não são explicitadas as regras sobre a possibilidade de

exploração ecologicamente sustentável, conforme previsto no Art. 10 do Código Florestal vigente.

As unidades de conservação – UCs são reconhecidas por possuírem um papel importante na conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos (CHAPE et al., 2005). No Brasil, são legalmente instituídas pelo poder público nas suas três esferas (municipal, estadual e federal) e são reguladas pela Lei n° 9.985, de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL, 2000).

A criação de UCs continua sendo uma forte estratégia de conservação. Contudo a efetiva implantação dessas áreas e sua manutenção em longo prazo devem ser agregadas a outras estratégias indispensáveis como o estabelecimento da conectividade regional, em que haja a integração das áreas protegidas com os sistemas de planejamento regionais (APAs, zoneamentos ecológicos/econômicos, microbacias, plano de recursos hídricos etc.). Nesse contexto, uma análise DPSIR (D=drivers, P= pressão, S= estado, I= Impacto e R= Respostas) para a região (DA SILVA et al., 2015) mostrou que as políticas agropecuárias e energéticas constituem os principais drivers no sistema, baseadas no avanço do agronegócio e na construção de hidrelétricas (UHs e PCHs), em fases distintas de planejamento, construção e operacionalização. A avaliação das pressões, impactos e estado da arte atual da biodiversidade no sistema são incompatíveis com as poucas e frágeis respostas, representadas por política de conservação, como por exemplo a implementação tardia da RB Pantanal.

O Brasil é signatário de alguns tratados internacionais, dentre os quaisa Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como habitat para aves aquáticas, conhecida como

Convenção de Ramsar. Essa convenção estabelece marcos para ações nacionais e para a cooperação entre países com o objetivo de promover a conservação e o uso racional de áreas úmidas. Desde que ratificou a citada convenção, o Brasil já adicionou onze zonas úmidas à lista de Ramsar, dentre as quais três estão localizadas no bioma Pantanal: sendo duas RPPNse o Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense.

A RB Pantanal é uma ferramenta que pode auxiliar no estabelecimento de diretrizes mais eficazes,apoiando e contribuindo para a definição de políticas e legislação locais e nacionais voltadas à conservação do Pantanal, além de promover o debate, padronizar conceitos, definir prioridades e estratégias, envolvendo uma significativa multiplicidade de atores.

Principais estratégias para a conservação do Pantanal

O Plano de Ação é o documento oficial e norteador para tomadas de decisão do Conselho Deliberativo da RBPantanal e define as prioridades e também as oportunidades para projetos de cooperação entre as instituições com representação no Conselho e outras com atividade no Pantanal. As metas de trabalho propostas para o Plano de Ação atendem aos objetivos estratégicos definidos para o programa MaB para 2015-2025.

Promover a função de conservação RB Pantanal

As UCs na região do Pantanal são pouco representativas, incorporando uma pequena fração do bioma, não garantindo a

conservação desse ecossistema (HARRIS et al., 2005; LOURIVAL et al., 2009). Nesse sentido, é importante congregar esforços para estimular a implantação e a gestão das UCs já criadas, além da criação de novas áreas protegidas. O acréscimo no número de UCs permite ampliar a representatividade de ecossistemas protegidos e a distribuição territorial dessas unidades, possibilitando assim o estabelecimento de corredores ecológicosque conectam essas áreas protegidas,viabilizando o fluxo gênico entre elas. Com reconhecimento de novas zonas núcleo, faz-se necessário atualizar o desenho do zoneamento da RB Pantanal. Nesse sentido, recomenda-se a inclusão do Parque Estadual do Guirá e o reconhecimento da Estação Ecológica de Taiamã como Sítio Ramsar, além do Parque Estadual Dom Osório Stoffel e da RPPN Parque Ecológico João Basso, duas áreas conservadas contíguas localizadas no sul do estado de Mato Grosso.

Promover a função de desenvolvimento da RB Pantanal

O Pantanal vem sofrendo alterações substanciais, tanto na paisagem como no modelo de desenvolvimento. A ideia de que o Pantanal é uma região com paraísos intocados que mantêm verdadeiros santuários ecológicos protegidos ainda persiste (HARRIS et al., 2005). Contudo a pecuária "tradicional" vem sendo substituída pela introdução de novos instrumentos e técnicas de manejo reconfigurando as identidades pantaneiras e imprimindo novas marcas na paisagem (ROSSETTO, 2004). Os diversos projetos de infraestrutura planejados e os já existentes trazem para o cenário atual preocupações em relação aos impactos gerados no Pantanal. Essa diversidade de atores e interesses, muitas vezes conflitantes, exige o estabelecimento de pactos e critérios de harmonização de uso do solo e da água. Nesse sentido,

o ordenamento territorial por meiodo Zoneamento Socioeconômico Ecológico, a regulamentação de uso do solo, água e de recursos naturais e a implementação de sistemas participativos de gestão são instrumentos indispensáveis.

Promover a função de apoio logístico – conhecimento científico e tradicional da RB Pantanal

As estratégias para a conservação, manejo e recuperação do Pantanal devem ser respaldadas pelo conhecimento científico abrangente e interdisciplinar, sendo de suma importância promover e/ou apoiar as pesquisas científicas e também valorizar o conhecimento "tradicional" sobre o bioma, com vistas a incluir todos os saberes para gerar, organizar e posteriormente disponibilizar o conhecimento e a informação. Deve haver um compromisso das universidades e centros de pesquisas quanto à divulgação dos resultados de suas pesquisas para a sociedade em geral.

É fundamental o desenvolvimento de um sistema de informações de grande abrangência, um banco de dados completo, que promova a discussão e divulgação das iniciativas de boas práticas de uso da terra, reconhecendo e promovendo os saberes e fazeres tradicionais e suas práticas. Para isso, é necessário realizar o levantamento das várias ações que já vêm sendo realizadas no Pantanal. São programas e projetos dos governos federal, estaduais e municipais, iniciativas de organizações civis, empresas privadas, instituições de pesquisa e a sociedade civil organizada.

Implantar a estrutura de gestão para a RB Pantanal

O pleno funcionamento de uma Reserva da Biosfera depende de suas fontes de captação e destinação de recursos. Com o atual momento político, não se pode depender exclusivamente do orçamento governamental, cujos recursos financeiros destinados à conservação ambiental geralmente são escassos. Deve haver uma diversificação das fontes públicas e privadas de financiamento de projetos e ações no Pantanal. Infelizmente, os recursos de fundos e programas internacionais são em geral reduzidos, altamente concorridos, demorados e frequentemente geridos de forma burocratizada. Em suma, a falta de recursos limita a realização de trabalhos de pesquisa ou a execução de planos de políticas, muitas vezes inviabilizando a implementação das Reservas da Biosfera.

Lino e Bechara (2002) elencaram algumas fontes e mecanismos de captação de recursos, dentre as quais estão as baseadas nos princípios do usuário-pagador (cobrança pelo uso da água, ingresso em parques, taxa de reposição florestal); do poluidor-pagador (multas, reparação de danos e compensação ambiental); da solidariedade (doações, trabalho voluntário, filiação a entidades ambientalistas, fundos de ONGs internacionais); de autofinanciamento (cobrança por bens e serviços ambientais como concessões em parques, vendas de mudas e sementes); da responsabilidade pública (recursos orçamentários vinculados e fundos governamentais específicos para meio ambiente); da responsabilidade social das empresas que, independentemente de sua área de atuação específica, incluam dentre seus objetivos o apoio às atividades de proteção e recuperação ambiental (criação de fundos privados, financiamento de projetos de terceiros e desenvolvimento de projetos próprios); da valorização da imagem ecologicamente correta

(uso de marcas ambientais, certificação de produtos, patrocínio de eventos e publicações); das parcerias (projetos conjuntos, contrapartidas, fundos de parceria); do estímulo à conservação (crédito especial para projetos ambientais privados, isenção fiscal de RPPNs) e da cooperação internacional.

Além da captação de recursos, a RB Pantanal precisa de um Conselho Deliberativo bem consolidado que promova uma abordagem integradora, criando junto aos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul a interface institucional para funcionamento da RB Pantanal. O Conselho Deliberativo da RB Pantanal deverá realizar reuniões de planejamento para definir objetivos qualitativos e quantitativos, modelo conceitual e diagnóstico da RB Pantanal.

Promover a comunicação e o marketing da RB Pantanal

A dimensão da RB Pantanal, por si só, é um desafio para qualquer programa a ser implantado. Atualmente, a RB Pantanal é mais lembrada em mapas, citações de textos e discursos, contudo a maioria das pessoas que vive no Pantanal, inclusive as inseridas na área da reserva, não entende o que seja e para que serve uma Reserva da Biosfera. É nesse sentido que se faz necessário um intenso trabalho de mobilização e educação ambiental, por meio de campanhas e envolvimento importante da mídia e de consolidação de informações técnico-científicas e socioeconômicas. É preciso que haja um senso de pertencimento coletivo à RB Pantanal.

Considerações Finais

A planície pantaneira possui relação de interdependência com o planalto, sendo seus processos ecológicos o equilíbrio ambiental, bem como atividades econômicas como a pesca, influenciados pelas ações que ocorrem nas partes mais altas da bacia. Por sua vez, os sistemas de cabeceiras do planalto são áreas de alta contribuição hídrica, devendo ser priorizadas nos planos de conservação.

O Rio Cuiabá é um importante tributário da planície pantaneira, de modo que a preservação de suas cabeceiras assegura a manutenção do pulso de inundação e dos serviços ecossistêmicos. Contudo o cenário atual é preocupante! A falta de manejo adequado e ausência de planejamento no uso e ocupação do solo têm causado alteração na paisagem, gerando impacto direto nos recursos hídricos e consequentemente na planície pantaneira.

A RB Pantanal pode contribuir significativamente para a mudança de cenário. Aexemplo da RB Mata Atlântica, a RB Pantanal pode, por intermédio de programas consolidados, promover a criação de Áreas Protegidas e sua melhor implementação; a integração de políticas de gestão, conservação e recuperação de recursos hídricos e florestais; o turismo sustentável; além de certificação ambiental de recursos nativos.

No entanto o engajamento da sociedade é fundamental para que a conservação do Pantanal seja uma prioridade. Para tanto, faz-se necessário disseminar o conhecimento, apresentar a atual situação, provocar a indignação, indicar caminhos e conceder espaço ao cidadão comum para a participação e colaboração na proteção dos bens coletivos. As campanhas de conscientização e mobilização são fundamentais para

os processos de conscientização, educação ambiental e mobilização da cidadania. A Reserva da Biosfera do Pantanal precisa ser divulgada, debatida, discutida, para que conceitos, estratégias e prioridades sejam consolidados.

Referências

BATISSE, M. Developing and focusing the biosphere reserve concept. In: THAKUR, B. (Ed.). P**erspectives in resource management in developing countries**,v. 3. Nova Delhi: Concept Publishing Company, 2003. Cap. 7, p. 160-177.

BATISSE, M. **Action plan for Biosphere Reserves**. Environmental Conservation. v. 12, nº 1, p. 17-27, 1985.

BATISSE, M. **Development and implementation of the Biosphere Reserve concept and its applicability to Coastal Regions**. Environmental Conservation. v. 17, nº 2, p. 111-116, 1990.

BATISSE, M. The **biosphere reserve: a tool for environmental conservation and management**. Environmental Conservation, v. 9, nº 2, p. 101-111, 1982.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai** – PRH Paraguai: Resumo Executivo. Brasília: ANA, 2018.96 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/portal/SAS/PRH_Paraguai/PF-02_PRH_Paraguai_Resumo_Executivo.pdf>. Acesso em: 01 ago. 2018.

BRASIL. Lei n° 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa**. Brasília, maio 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: ago. 2018.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília, janeiro 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm>. Acesso em: ago. 2018.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. **Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Brasília, julho 2000. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>. Acesso em: ago. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Rede Brasileira de Reservas da Biosfera**. Brasília, 2016. 14 p. Disponível em: <http://mma.gov.br/images/arquivos/areas_protegidas/reservas-da-biosfera/LIVRO-Reservas-da-Biosfera-Brasileira.pdf>. Acesso em: ago. 2018.

CALHEIROS, D.F. et al. **Influências de Usinas Hidrelétricas no Funcionamento Hidro-Ecológico do Pantanal Mato-Grossense** - Recomendações. Documentos Embrapa Pantanal, Corumbá, v. 1, p. 1-19, 2009.

CHAPE, S. et al. **Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets.** Philosophical Transactions of the Royal Society of London. v. 360, nº 1454, p. 443-455, 2005.

DA SILVA, C.J. et al. **Biodiversity and its drivers and pressures of change in the wetlands of the Upper Paraguay–Guaporé Ecotone, Mato Grosso (Brazil)**. Land Use Policy, v. 47, p. 163-178, 2015.

DA SILVA, C.J.; GIRARD, P. **New challenges in the management of the Brazilian Pantanal and catchment area**. Wetlands Ecology and Management. v. 12, p. 553–561, 2004.

DA SILVA, C.J.; SILVA, J.A.F. **No ritmo das águas do Pantanal**. São Paulo: NUPAUB/USP, 1995. 194 p.

DYER, M.I.; HOLLAND, M.M. **The biosphere-reserve concept: Needs for a network design. Bioscience**, v. 41, nº 5, p. 319-324, 1991.

GIRARD, P.; DA SILVA, C.J.; ABDO, M. **River-groundwater interactions in the Brazilian Pantanal**. The case of the Cuiabá River. Journal of Hydrology, v. 283, nº 1, p. 57-66, 2003.

HARRIS, M.B. et al. **Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives**. Conservation Biology, v. 19, p. 714-720, 2005.

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

JUNK, W.J.; NUNES DA CUNHA, **C. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads**. Ecological Engineering, v. 24, p. 391-401, 2005.

JUNK, W.J.; DA SILVA, C.J. **O conceito de pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal.** In: II SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICO DO PANTANAL: MANEJO E CONSERVAÇÃO, 2., 1996, Corumbá-MS. Anais … Corumbá-MS: Embrapa Pantanal, 1999. p. 17-28.

LINO, C.F.; BECHARA, E. **Estratégias e instrumentos para conservação, recuperação e desenvolvimento sustentável na Mata Atlântica**. Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, nº 21, p. 9-83, 2002.

LOURIVAL, R. et al. **A systematic evaluation of the conservation plans for the Pantanal wetland in Brazil.** Wetlands, v. 29, nº 4, p. 1189-1201, 2009.

MATO GROSSO. Lei nº 8.830, de 21 de janeiro de 2008. **Dispõe sobre a Política Estadual de Gestão e Proteção à Bacia do Alto Paraguai no Estado de Mato Grosso**, Cuiabá, MT, janeiro 2008.

MOSS, G. et al. D. **Os rios voadores, a Amazônia e o clima brasileiro**. São Paulo: Horizonte, 2014. 34 p.

NOBRE, A.D. **O futuro climático da Amazônia: relatório de avaliação científica**. São José dos Campos, SP: ARA, CCST-INPE, INPA, 2014. 40 p.

NUNES DA CUNHA, C.; PIEDADE, M.T.F.; JUNK, W.J. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macro-habitats.** Cuiabá: EdUFMT, 2014. 166 p.

PETRY, P. et al. **Análise de Risco Ecológico da Bacia do Rio Paraguai: Argentina**, Bolívia, Brasil e Paraguai. Brasília: The Nature Conservancy,2011. 54 p.

PRICE, M.F. **The periodic review of biosphere reserves: a mechanism to foster sites of excellence for conservation and sustainable development**. Environmental Science & Policy, v. 5, p. 13-18, 2002.

ROSSETTO, O.C. "**Vivendo e mudando junto com o Pantanar": um estudo das relações entre as transformações culturais e a sustentabilidade ambiental das paisagens pantaneiras**. 2004. 223 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável), Centro de Desenvolvimento Sustentável, UnB, Brasília, 2004.

RYLANDS, A.B.; BRANDON, K. **Brazilian protected area. Conservation Biology**, v. 19, p. 612-618, 2005.

UNESCO. **Biosphere reserves: The Seville strategy and the statutory framework of the world network**. Paris: UNESCO, 1996. 18 p.

UNESCO. **Certificado da Reserva da Biosfera do Pantanal**. UNESCO. 2017

UNESCO. Man and the Biosphere – MAB Programme– **Biosphere reserve nomination form**. Paris: UNESCO, 2013.

CAPÍTULO 15 -

EDUCAÇÃO AMBIENTAL – DIÁLOGO DE SABERES EM COMUNIDADE RIBEIRINHA DO RIO CUIABÁ

Maria Saleti Ferraz Dias Ferreira

Carolina Joana da Silva

Introdução

Iniciamos nossa narrativa com a mensagem-chave da Avaliação Ecossistêmica do Milênio – AEM, 2001: todos dependem da natureza e dos serviços providos pelos ecossistemas para terem condições de uma vida decente, saudável e segura. Prover de alimentos, água, energia e materiais necessários uma população crescente impõe hoje um alto custo aos complexos sistemas de processos vegetais, animais e biológicos que tornam este planeta habitável. Os meios para obtenção dessa provisão estão exaurindo as funções naturais da Terra de tal modo que já não temos mais certeza da capacidade dos ecossistemas do planeta de sustentar as gerações futuras.

Acreditamos que a educação, e nesse momento a educação ambiental inserida nas comunidades como um processo permanente e contextualizado, podem garantir novos estilos de vida, contribuir para o desenvolvimento de uma consciência questionadora do modelo de desenvolvimento predatório estimulante das desigualdades sociais. O que se espera é que a educação possa contribuir para a sociedade desfrutar do desenvolvimento econômico, social, cultural e político,

como preconiza o Relatório de Acompanhamento dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ONUBR, 2007).

O 7º Objetivo do Desenvolvimento do Milênio é garantir a sustentabilidade ambiental e, entre as metas definidas, o Brasil se propõe a integrar os princípios do desenvolvimento sustentável nas políticas e programas nacionais e reverter a perda de recursos ambientais. Para tanto é necessária uma mobilização no sentido de envolver a sociedade a participar desse processo. A educação ambiental é um caminho para fortalecer essa participação.

O capítulo apresentado pretende contribuir com a reflexão de que a competência da escola, a motivação das lideranças, a comunicação entre os membros da comunidade e a escola e a ambiência para o debate sobre o uso dos serviços do ecossistema desenvolvem o interesse para as potencialidades dos recursos e a melhoria do bem-estar da comunidade.

Este trabalho é parte de uma pesquisa cujo objetivo foi constatar um espaço de interlocução entre conhecimento estruturado e o conhecimento tradicional como forma de refletir sobre as possíveis soluções dos problemas ambientais locais que interferem na sustentabilidade da porção média do Rio Cuiabá.

Para a obtenção das informações e produção dos dados, usamos estratégias de pesquisa qualitativa, desenvolvendo a pesquisa de campo por meio da pesquisa-ação e percepção ambiental. Foi também necessária uma estratégia de pesquisa participante como forma de compreender as interações das Comunidades Tradicionais Ribeirinhas–CTR com os serviços ecossistêmicos.

Nossa aproximação com as CTR data de um longo tempo de convívio, seja na prática acadêmica como também na convivência informal. O objetivo de investigação remonta à década de 1980, quando, com grupos de estudantes de graduação em aula de campo, fizemos levantamentos de dados para a produção de material informativo de educação ambiental. Posteriormente, fizemos levantamento de dados para a elaboração de trabalhos acadêmicos (mestrado e doutorado). Para a pesquisa em tela fizemos contato com as CTR localizadas nas margens do Rio Cuiabá, nos municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Santo Antônio de Leverger e Barão de Melgaço. Os primeiros contatos foram estabelecidos com a intenção de caracterizar algumas comunidades, para aprofundar os levantamentos de dados e definir o lugar para a realização de uma ação de educação ambiental na perspectiva da pesquisa-ação.

Ancoramos nossas ações na comunidade de Bonsucesso, localizada no município de Várzea Grande-MT, na porção média da Bacia do Rio Cuiabá.

Cituk (2007), um participante do projeto Ação Educacional Integral para o Desenvolvimento Comunitário, afirma que a produção coletiva do conhecimento é um processo no qual que integra elementos ou ideias de forma ordenada por meio da participação coletiva, baseado nos conhecimentos e nas experiências do grupo, para chegar a construir teorias e novos conhecimentos acumulados, uma vez que os conhecimentos construídos por outras pessoas servem para enriquecer o nosso.

O trabalho educativo deve ser abrangente na interpretação histórico-crítica da realidade. Nesta pesquisa ele se manifesta como a perspectiva da formação cidadã, em que as pessoas envolvidas

estejam preparadas para o diálogo com os conhecimentos científicos em interação com os saberes locais. Por outro lado, o trabalho educativo, na perspectiva da educação ambiental para professores das escolas ribeirinhas e membros da comunidade, apresenta-se com a intencionalidade da motivação e a popularização dos conceitos construídos, para que os mesmos possam incorporar-se ao conjunto dos instrumentos de empoderamento e engajamento político das comunidades envolvidas.

Apostamos em uma comunidade educadora em que a educação ambiental seja o próprio convívio com o ambiente. Uma comunidade que promova o encontro dialógico entre seus componentes para o enfrentamento dos desafios cotidianos.

Considerando a escola um espaço organizado e atrativo, a educação ambiental pode ser implementada para facilitar a aproximação entre a prática pedagógica e a prática vivenciada. Assim, para mediar esse diálogo de saberes, desenvolvemos esta pesquisa com o objetivo de promover o diálogo entre o saber estruturado e o saber local, com vistas a capacitar professores e membros da comunidade ribeirinha para o enfrentamento dos problemas ambientais percebidos. Foram desenvolvidas ações de educação ambiental na escola, que especificamente visaram: conhecer a competência da escola, motivar lideranças, estimular a comunicação entre os membros da comunidade e a escola, criar ambiência para o debate sobre o uso dos serviços do ecossistema e estimular as potencialidades dos recursos ambientais para a melhoria do bem-estar da comunidade.

Chamamos a comunidade de Bonsucesso, por intermédio da escola, para a participação nesta pesquisa, compreendendo que a educação ambiental deve receber um tratamento holístico, numa prática

democrática, participativa e inclusiva, que aborda a concepção de meio ambiente na sua totalidade, ressaltando a interdependência entre o meio natural e os processos socioeconômicos, políticos e culturais (ZAKRZEVSKI; LISOVSKI; COAN, 2004).

Ações desenvolvidas

As ações aqui desenvolvidas são entendidas como forma de criar espaço de discussão, com o propósito de promover mudanças de comportamento, o que é, de fato, o papel da educação ambiental.

O trabalho de estímulo, informação e construção do projeto de educação ambiental na escola, desenvolvido durante as oficinas, remeteu a um exercício de cidadania porque esteve focado em um movimento de conquista dos direitos coletivos e o uso por todos do bem público, que é o ecossistema Rio Cuiabá. "O meio ambiente deve ser entendido como um espaço comum de convivência onde afetamos as ações que se dão na esfera pública e somos afetados por elas. Meio ambiente, política e cidadania estão absolutamente relacionados" (CARVALHO, 2004).

Em decorrência das atividades desenvolvidas durante as oficinas, outras atividades foram programadas.Entre elas, uma oficina foi organizada com os estudantes do ensino médio para tratar da percepção sobre a biodiversidade relacionada com o Rio Cuiabá. A programação de oficinas contou com as seguintes atividades: 1- educação ambiental na comunidade – construção coletiva do que já foi vivenciado. Os problemas ambientais na percepção da comunidade; 2-Rio Cuiabá: seu percurso, seus recursos e sua gente, com caminhada pela comunidade indo até o rio para observação da mata e do rio; 3- O

que representa o Rio Cuiabá. Os serviços do ecossistema - Bacia do Rio Cuiabá: aspectos físicos, biológicos e importância socioeconômica, ambiental e cultural; 4- Encontro de professores com a participação de membros da comunidade. Representação gráfica ou textual sobre o Rio Cuiabá ontem, hoje e no futuro; 5- Evento de integração escola e comunidade. Resgate das raízes ribeirinhas – Noite cultural promovida pela escola com a participação de alunos, professores e comunidade; 6- Encontro com os estudantes do ensino médio para tratar do tema Ecossistema Rio Cuiabá e os seus Serviços.

Foram oficinas feitas com dois grupos distintos: um no período matutino e outro no período vespertino, totalizando 40 horas de trabalho. Foram envolvidos 65 participantes de forma direta (professores e outros membros da comunidade). A dinâmica do trabalho se deu a partir da reflexão sobre o panorama global em que a educação ambiental aparece como forma de mobilizar a sociedade, para compreender melhor o sentido do lugar, entendendo lugar como o palco de vivência humana.

O grupo de professores participantes tem formação nas diferentes licenciaturas: Pedagogia, Matemática, Geografia, História, Letras e Biologia. Atuam no ensino básico e no ensino médio. Os demais membros da comunidade foram convidados pela direção da escola.

As oficinas realizadas, além dos propósitos já mencionados, permitiram ainda ampliar o universo de informantes na participação dos exercícios propostos, principalmente aqueles que coletiva ou individualmente se expressaram com base em suas percepções. Durante as atividades, foi observado o modo de "ler" o meio ambiente de cada participante e, por meio do debate e do diálogo acerca da temática

estabelecida, buscamos manter contato com a realidade dos sujeitos aqui envolvidos. Acreditamos que o conhecimento que as pessoas detêm sobre o ambiente em que vivem é determinante para seu envolvimento com as questões sociais e ambientais. Portanto, conhecer a dinâmica do ambiente em que se vive é uma condição para posturas de uso sustentável dos recursos naturais.

Ler o meio ambiente é, para Carvalho e Grun (2005), apreender um conjunto de relações sociais e processos naturais, captando as dinâmicas de interação entre as dimensões culturais, sociais e naturais na configuração de cada realidade socioambiental.

Os grupos realizaram, entre outros exercícios, mapas mentais que abordam as histórias de vida, as experiências produtivas, fotografias, mapas temáticos e toda e qualquer representação gráfica e visual apresentada pelo grupo. Por intermédio de roteiros construídos na interatividade com os participantes, estimulamos a leitura da paisagem destacando as características da área do entorno na construção do "mapa mental". Nessa atividade consideramos as experiências, informações e os saberes já construídos no grupo e sobre o grupo. Aos momentos de construção e de comunhão de saberes seguiram-se os de discussões temáticas, de acordo com o roteiro anteriormente demonstrado. Em alguns temas, as discussões remeteram o grupo à observação in loco, conversa com membros da comunidade ou observação de algum fato. Esses momentos de análise coletiva e de observação prática permitiram tratar com mais profundidade os temas em discussão.

O exercício de investigação proposto para reconhecimento da realidade local por meio da observação direta, conforme mencionado na oficina 2, foi tratado como alternativa pedagógica para motivar os professores ao trabalho de campo. Na oportunidade, nosso interesse

foi observar a mata ciliar do Rio Cuiabá na comunidade de Bonsucesso. Foi proporcionado aos componentes do grupo o diálogo com um técnico na área de botânica para maior interação com as plantas da mata ciliar. Ao mesmo tempo, observavam e registravam as condições do ambiente, como: desmoronamento do barranco, desmatamento da vegetação ciliar e características e importância da vegetação nativa como recurso de proteção dos recursos hídricos. O trabalho com professores de diferentes séries e de diferentes áreas possibilitou a formação de um grupo diversificado na ação e na perspectiva da transversalidade, considerando que "a transversalidade da educação ambiental assegura uma melhor qualidade nas atividades, em função do trabalho coletivo, além de evitar a duplicação das ações, como eventos e comemorações em ocasiões especiais" (SATO, 2005).

Nas oficinas 1- Educação ambiental na comunidade, 2- Rio Cuiabá: seu percurso, seus recursos e sua gente e 3- Os serviços do ecossistema – Bacia do Rio Cuiabá, foi possível alcançar os seguintes resultados: um diagnóstico, um trabalho de percepção e o mapa mental da comunidade. Consideramos esses resultados produtos do trabalho coletivo de reflexão, de representação e de percepção a respeito do Rio Cuiabá.

Por fim, foi efetivado um encontro com os dois grupos com a participação de membros da comunidade para comungar os resultados.

Diagnóstico ambiental percebido

O diagnóstico foi resultante da estratégia feita nas três primeiras oficinas, com o propósito de observar a percepção dos agentes sociais frente aos problemas ambientais que o Rio Cuiabá vem enfrentando.

Para a obtenção dos dados, realizamos um diagnóstico participativo que Curado, Santos e Silva (2003) definem como parte integrante de uma estratégia de intervenção que visa ao desenvolvimento local em que as variáveis desempenham outro papel, não se caracterizando meramente pela quantificação e, sim, pela descrição. É uma estratégia bastante utilizada em diversas áreas como em projetos de preservação ambiental, pesquisa em sistemas de produção, manejo dos recursos naturais, água e saneamento, educação, habitação urbana e atividades de geração de renda.

Após as discussões com o grupo, as respostas foram agrupadas, socializadas e debatidas com todos os participantes de tal forma que a percepção de cada participante pudesse compor um quadro perceptivo da condição atual do Rio Cuiabá.

Após os debates, categorizamos os problemas ambientais em:

Problemas mais aparentes: entre esses estão aqueles que foram percebidos por mais de 70% dos grupos (lixo, desmatamento, saneamento básico, falta de peixe/pesca predatória).

Problemas aparentes: aqueles percebidos no mínimo por 40% dos grupos (queimada, assoreamento do rio e ação das dragas).

Problemas pouco aparentes: os que foram percebidos por menos de 40% dos grupos (turismo, falta de sinalização, distribuição de água, êxodo rural, poluição do rio e das baías).

Da análise do quadro perceptivo dos problemas ambientais relacionados com o Rio Cuiabá, construídos com o debate, seguiu-se uma nova etapa de observação em campo. Muitos foram os problemas constatados anteriormente, mas o objetivo nessa etapa foi identificar in

locoos problemas percebidos no diagnóstico participativo, que resultou na identificação dos seguintes problemas ambientais: extração de areia do leito do rio por meio de dragas fixas ou móveis, desmatamento da mata ciliar, presença de lixo dentro do rio, nas barrancas, nas ruas e na vegetação ciliar e poluição da água por lançamento de esgoto.

A questão da qualidade dos recursos hídricos na Bacia do Rio Cuiabá não pode ser vista apenas em termos geofísicos e quantitativos. É uma questão social relacionada também aos padrões de desenvolvimento econômico decorrentes principalmente da urbanização e industrialização. A demanda e a qualidade das águas são questões ligadas às políticas públicas e de interesse de toda a sociedade.

A etapa posterior, que também foi feita de forma participativa com todo o grupo, relacionou-se com a solução dos problemas percebidos. As sugestões apontadas foram agrupadas em três categorias:

a) ações educativas: as que correspondem ao conjunto de sugestões que indicam ações de natureza educativa, no sentido de empoderar a comunidade para o enfrentamento dos problemas percebidos; 71,4% das pessoas que participaram reconhecem o trabalho de conscientização da população como solução para a pesca predatória;

b) ações de governo: as que indicam a expectativa que a comunidade tem das políticas de governo. Entre essas ações, o manejo adequado do lixo foi apontado por 85,7% dos grupos como forma de solução de um dos problemas ambientais da comunidade e também percebido pela totalidade dos participantes;

c) ações da comunidade: ações que a comunidade deve realizar para resolver os problemas por eles apontados, que apareceram de forma tímida.

Percepção ambiental: o lugar de vivência

Ao provocar a reflexão dos membros da comunidade por meio dos temas das oficinas, organizamos estrategicamente o debate no sentido de obter imagens, levantamento e percepções sobre os aspectos físicos, biológicos, sociais e quantoao funcionamento do ecossistema Rio Cuiabá.

No diálogo com componentes das comunidades, foram incorporados saberes diferenciados e significados das vivências sociais caracterizadas com representações sociais. Esses conhecimentos são identificados por Jodelet (1993) como sendo socialmente elaborados a partir de experiência, de informação de saberes, de modelos de pensamento recebidos e transmitidos por tradição, por educação e por comunicação social. Analisar e interpretar símbolos, imagens e representações construídas pelas pessoas a partir de suas relações com o meio não é uma tarefa simples, por se tratar do imaginário conceitual e empírico da complexa relação entre os fenômenos ecológicos e sociais que incorporam também o emocional, o não racional e o impreciso. Interpretar o imaginário significa desvendar o substrato simbólico das ações dos atores sociais no seu cotidiano. Entre as comunidades ribeirinhas, as representações sociais têm fundamental importância, uma vez que os saberes tradicionais e locais representam uma baliza da interatividade ser humano e natureza. Portanto, como afirmam Pontuschka e Contin (2006), as representações sociais constituem fenômenos atuantes na sociedade, produzidos pelos indivíduos que sempre revelam a marca do meio ao qual pertencem.

Nos diálogos estabelecidos nas entrevistas e nos exercícios das oficinas, buscamos perceber as representações construídas pelos atores sociais da pesquisa. Consideramos em tais representações a

reconstrução de uma realidade por um sujeito que se expressa pela produção de imagens sobre o mundo, como o trabalho da mente humana. Concordando com Jovchelovitch (2000), ao afirmar que as representações sociais são sempre a representação do objeto e ocupam o lugar de alguma coisa, elas reconstroem a realidade de uma forma autônoma e criativa. Elas possuem caráter produtor de imagens e significante, que expressa, em última instância, o trabalho do psiquismo humano sobre o mundo.

Ferrara (1999) define percepção ambiental como "a operação que expõe a lógica da linguagem que organiza os signos expressivos dos usos e hábitos de um lugar. É uma explicitação da imagem de um lugar, veiculada nos signos que uma comunidade constrói em torno de si". Para Del Rio (1996), a percepção ambiental é "um processo mental de interação que se processa entre o indivíduo e o meio ambiente, o que ocorre por meio de mecanismos perceptivos e cognitivos. Os primeiros são dirigidos por estímulos externos e os segundos contam com a participação da inteligência humana".

Ao introduzir o tema Rio Cuiabá no exercício do mapa mental, a motivação se deu com o conceito de "lugar" de Santos (2006): "é palco da vida cotidiana". O autor afirma ainda que cada lugar, irrecusavelmente, está imerso numa comunhão com o mundo, tornando-se exponencialmente diferente dos demais.

Tuan (1983) afirma que o lugar é próximo e diretamente relacionado à vida das pessoas. É a comunidade, a rua, a casa, o quintal e o rio que em Bonsucesso se traduzem na comida preparada com peixe, mandioca, furrundu, rapadura e festa de santo. Tuan (1980) trabalha com o conceito de topofilia entendido como "o elo afetivo entre a pessoa e o lugar ou ambiente físico". Mas, como afirma Leite (1998),

a afetividade que os indivíduos desenvolvem com o lugar só ocorre em virtude de que estes só se voltam para ele munidos de interesses predeterminados, ou melhor, dotados de uma intencionalidade. A identidade de cada lugar é dada pela atividade humana.

Para mais bem compreender e abstrair o Rio Cuiabá como lugar de vivência, optamos por avaliar a percepção das pessoas que vivem em suas margens. Como afirma Tuan (1983), "o lugar tem um valor relativo atribuído a ele em função das experiências pessoais, que são criadas a partir de uma complexa relação de sentimentos e ideias formadas ao longo da vida".

Del Rio e Oliveira (1996) distinguem a categoria cognitiva de espaço (quando um local não apresenta mais do que significados funcionais e destituídos de sentimento) da de lugar (quando o local é percebido como único e repleto de valores e significados). Trata-se do espaço percebido pela imaginação que, segundo Bachelard (1993), não pode ser o espaço indiferente entregue à mensuração e à reflexão do geômetra. É um espaço vivido. E vivido não é em sua positividade, mas com toda a parcialidade da imaginação. Del Rio e Oliveira (1996) também compreendem que as informações percebidas pelos sentidos são processadas, selecionadas e armazenadas de acordo com o interesse e a necessidade, passando a ter um significado para o indivíduo.

A percepção do lugar informado supõe o ambiente enquanto produzido pelos moradores e é comunicada por meio de referências que delimitam usos, hábitos e imagens do cotidiano ambiental (FERRARA, 1999).

Segundo Faggionato (2008), diversas são as formas de se estudar a percepção ambiental: questionários, mapas mentais ou contorno,

representação fotográfica etc. Existem ainda trabalhos em percepção ambiental que buscam não apenas o entendimento do que o indivíduo percebe, mas promover a sensibilização, bem como o desenvolvimento do sistema de percepção e compreensão do ambiente. Optamos pelos mapas mentais, aqui instituídos com o propósito de compreender o mundo a partir do olhar daqueles que nele vivem. Os mapas mentais são ferramentas que ajudam a conhecer um lugar e foram usados por diversos pesquisadores.

Para Gould e White (1974), citados por Nogueira (2002), os mapas mentais são representações construídas individualmente, croquis dos lugares conhecidos, mapas mentais percebidos. São imagens espaciais que estão nas cabeças dos homens, não só dos lugares vividos, mas também dos lugares distantes construídos pelas pessoas,valendo-se de universos simbólicos, sendo produzidos por acontecimentos históricos, sociais e econômicos divulgados. Os mapas mentais nos revelam como os lugares estão sendo compreendidos. Eles foram estudados por diferentes pesquisadores de diferentes áreas: geógrafos, arquitetos, sociólogos e antropólogos. Atualmente os mapas mentais são usados como metodologia de investigação nos debates sobre percepção ambiental.

Para Andre (1989), os mapas mentais são a representação do real e são elaborados por um processo no qual se relacionam percepções próprias: visuais, auditivas, lembranças, coisas conscientes e inconscientes ou o pertencer a um grupo social e cultural. Os mapas mentais, segundo Nogueira (2002), traduzem o saber que as pessoas adquiriram em suas histórias de vida, no espaço vivenciado. Os mapas mentais contêm saberes sobre os lugares que somente quem vive neles pode ter e revelar. É no lugar que estão as representações da vida

cotidiana, os valores, as representações pessoais, as coisas, os lugares que unem e separam pessoas(ARCHELA et al. 2004).

Ao realizar o exercício da construção do mapa mental do Rio Cuiabá e das áreas úmidas associadas a ele, foi possível ampliar e aprofundar conceitos que emergiram na caracterização dos lugares. Os grupos construíram, de forma gráfica ou textual, o mapa mental para representar o Rio Cuiabá e os ecossistemas a ele associados. E, com isso, produzir o diálogo das oficinas a partir das representações mentais dos participantes nos possibilitou perceber, também, o saber construído nos seus processos formativos, nas suas histórias vividas no lugar de suas vivências. Foi também pela construção do mapa mental que pudemos observar como o grupo percebe os problemas ambientais mais evidentes.

As representações selecionadas e estampadas nos mapas que compõem a Figura 1 são ângulos do "lugar" Bonsucesso, percebidos por membros da comunidade. Elas representam o olhar sobre o lugar de vivência daqueles cujos signos percebidos constituem um potencial informativo sobre esse lugar.

Figura 1. Representação dos lugares de vivência dos moradores de Bonsucesso

Nota: Construção das autoras

Comparamos o mapa mental construído com uma foto do lugar representado. O carro de boi é um componente de importância no transporte da cana para a produção de rapadura, atividade de importância econômica e cultural.

Figura 2. Representação mental da pesca, que aparece na forma como podemos constatar na foto obtida em campo. É o conhecimento local no uso dos serviços de provisão

Nota: Construção das autoras

O material elaborado por pessoas da comunidade de Bonsucesso, produto de suas percepções, apresenta o entendimento da realidade e contém um conjunto de informações a partir do que é percebido. "Cada imagem e ideia sobre o mundo são compostas por experiência pessoal, imaginação e memória" (MACHADO, 1996).

Os desenhos espontâneos foram estudados por diferentes autores, entre eles Piaget, sendo, portanto, uma forma de representação que, segundo Oliveira (1996), constitui um tipo de representação espacial e, assim, o espaço gráfico é uma das formas do espaço representativo.

As representações demonstradas foram elaboradas por quem está diretamente envolvido na paisagem, no cotidiano de suas vidas, em um relacionamento prolongado. A partir das representações tentou-se identificar no lugar os elementos representados nos mapas. Nas representações construídas aparece muita intimidade com o lugar onde vivem e, ao analisá-las, o sentimento é o de estar andando pelas ruas de Bonsucesso. É possível reconhecer o engenho, o carro de boi, a forma com que os pescadores organizam a pesca, as casas alinhadas, a rua calçada e a rua de terra, a presença dos tanques e a vegetação da várzea. "O espaço convida à ação e, antes da ação, a imaginação trabalha" (BACHELARD, 1993).

Os mapas mentais são imagens espaciais, impregnadas de símbolos e relacionadas à realidade, portanto evidenciam fatos históricos, sociais, econômicos e ambientais. Nos mapas construídos nesta pesquisa, foi possível identificar alguns problemas ambientais existentes na comunidade, tais como: as queimadas, as dragas, o desmatamento. Fatos econômicos na presença das peixarias e das casas comerciais. Observamos ainda fatos sociais, na identificação das casas dos líderes e das "personalidades" da comunidade, na identificação dos espaços coletivos como o centro comunitário, a igreja, o campo de futebol, a escola e o ponto de ônibus. Destacam-se também imagens do trabalho na lavoura, na pesca e no engenho. Imagens do lazer, como o banho no rio e o passeio de barco. É como afirma Nogueira (2002): "os mapas mentais são representações construídas tomando por base

a percepção dos lugares vividos, experienciados, portanto são artes de uma realidade". Para a mesma autora, os homens vivem os lugares e têm deles todo um saber que se constrói ao longo de suas vidas, e mostram aquela realidade tal como ela é. Foi o que constatamos ao analisar os mapas mentais construídos.

Essas representações ilustram a presença do ser. Elas são imagens habitadas de vidas, de histórias e de componentes da paisagem. Componentes permanentes como a vegetação, o rio e o morro. Imagens simples, mas, como afirma Bachelard (1993), a partir da mais simples imagem irradiam-se ondas de imaginação, como observado nas lembranças das pessoas que representaram as imagens de Bonsucesso como lugar de vivência. Ainda em Bachelard (1993), a fenomenologia da imaginação não pode se contentar com uma redução que transforma as imagens em meios subalternos de expressão: a fenomenologia da imaginação exige que vivamos diretamente as imagens, que as consideremos acontecimentos da vida.

A construção dos lugares de vivência em Bonsucesso é um processo de interação com a terra, a água e a biodiversidade, elementos que compõem o ecossistema, sendo estes provedores de serviços básicos de sobrevivência.

A paisagem está presente em outras representações coletivas. É o que encontramos na igreja do Divino Espírito Santo em Bonsucesso. Um grande painel foi projetado na parede por trás do altar. Nele, os elementos da paisagem Rio Cuiabá, mata ciliar e Morro de Santo Antônio estão em posição de destaque junto ao sagrado, demonstrando um sentimento de que os santos também pertencem ao lugar. O Divino abarca a paisagem como demonstração de um sentimento de proteção e de desejo pela sua manutenção e sua integridade.

Meyer (2008) observa que "o ser humano, ao expressar as percepções da realidade apreendida, registrada e codificada, faz uma distinção e simplificação do fluxo da experiência direta". O que é percebido e integrado passa a ser organizado, classificado e ordenado em partes. Pensar, falar e agir são categorias humanas que reordenam o mundo exterior.

> É possível caracterizar a percepção como um processo, uma atividade que envolve organismo e ambiente, e que é influenciada pelos órgãos dos sentidos – "percepção como sensação", e por concepções mentais – "percepção como sensação" percepção como cognição. Desta forma, ideias sobre o ambiente envolvem tanto respostas e reações a impressões, estímulos e sentimentos mediados pelos sentidos, quanto processos mentais relacionados com experiências individuais, associações conceituais e condicionamentos culturais. (HOEFFEL; FADINI, 2007)

Um encontro com jovens da comunidade de Bonsucesso

Tivemos um encontro com os estudantes do ensino médio da Escola Municipal Maria Barbosa Martins. Estes, na maioria, são trabalhadores do comércio, das indústrias de cerâmica e de outras indústrias. O turno de funcionamento da escola para esse grupo é noturno e dele participam não só os jovens de Bonsucesso como também das comunidades próximas.

Do nosso encontro participaram 61 alunos das três séries e os respectivos professores. Abordamos a temática da biodiversidade relacionada ao Rio Cuiabá e solicitamos o preenchimento de um

questionário contendo cinco questões, para posicionamento dos participantes. Entre essas questões, uma oferecia uma lista de nomes de peixes contendo espécies da Bacia do Cuiabá, da Bacia Amazônica e uma espécie criada em tanque. Foi solicitado que os participantes marcassem nessa listagem os nomes de peixes da Bacia do Rio Cuiabá e que listassem outras espécies de peixes que conheciam.

Na lista havia seis nomes de peixes da Bacia do Cuiabá: "pintado" – *Pseudoplatystoma corruscans*; "cachara" – *Pseudoplatystoma fasciatum*; "jaú" – *Paulicea luetkeni*; "pacu" – *Piaractus mesopotamicus*; "piraputanga" – *Brycon microlepis* e "piavuçu" – *Leporinus macrocephalus*. Os animais citados foram reconhecidos e assinalados no questionário por 100% dos participantes. Foram 27,3% dos participantes os que incluíram nas suas relações de peixes da Bacia do Cuiabá duas espécies da Bacia Amazônica e uma espécie introduzida. Na relação construída pelos participantes, mais 18 nomes de peixes foram acrescentados para a Bacia do Rio Cuiabá, portanto, são 24 nomes do conhecimento do grupo (Tabela1).

Tabela 1. Relação de peixes da Bacia do Rio Cuiabá, obtida da informação de jovens ribeirinhos

Nome popular	**Nome específico**	**Citados por outros autores**
Bagre	*Pimelodus* spp.	1 e 2
Barbado	*Pinirampus pinirampu*	1 e 2
Botoado	*Pterodoras granulosus*	2
Cabeçudo	*Pimelodus omatus*	2
Cachara	*Pseudoplatystoma fasciatum*	1 e 2
Curimbatá	*Prochilodus lineatus*	2
Dourado	*Salminus maxillosus*	1 e 2
Jurupoca	*Hemisorubim platyrhychos*	1 e 2
Jaú	*Paulicea luetkeni*	1 e 2
Jurupensen	*Sorumbim lima*	1
Lambari	*Astianax* spp.	2
Pacu	*Piaractus mesopotamicus*	1 e 2
Pacu-peva	*Mylossoma orbignianum*	1 e 2
Peixe-cachorro	*Acestrorhynchus pantaneir*	2
Piraputanga	*Brycon microlepis*	1 e 2
Piau	*Leporinus* spp.	1 e 2
Piava	*Leporinus* spp.	2
Piavuçú	*Leporinus macrocephalus*	1 e 2
Pintado	*Pseudoplatystoma corruscans*	1 e 2
Piranha	*Serrasalmus* spp.	1 e 2
Rapa-rapa	*Sturisoma* sp.	
Sardinha	*Pellona flavipinnis*	1 e 2
Sauá	*Tetragonopterus argenteus*	2
Chum-chum	*Pimelodella gracillis*	2
Ximburé	*Schizodon borelli*	2

Legenda: 1-Morais (2006); 2- Ignêz (2008).

Nota: Construção das autoras

Consideramos o conhecimento dos jovens ribeirinhos sobre a diversidade de peixes do Rio Cuiabá muito boa, se comparada com a relação de espécies de importância comercial apresentada por Severi (1999), que relaciona 28 nomes entre as principais espécies de interesse comercial. Mas a diversidade de peixes no Pantanal chega a 263 espécies, de acordo com Britski; Silimon e Lopes (1999). Estudos de Marques e Resende (2005) registraram 94 espécies de peixes em estudos realizados no Rio Cuiabá, na região da Reserva Particular do Patrimônio Natural do SESC Pantanal – RPPN.

Morais (2006) e Ignêz (2008), estudando os Conhecimentos Ecológicos Tradicionais – CET de pescadores do Rio Cuiabá no município de Barão de Melgaço, construíram a lista de espécies de peixes que também são citadas pelos jovens da comunidade de Bonsucesso (Tabela 1). Da lista livre construída por Morais constam 19 espécies. Ignêz construiu uma relação contendo 62 espécies.

Na percepção dos jovens ribeirinhos, expressa neste questionário, estão as espécies de maior interesse comercial. Esse fato é um indicador que implica a necessidade de motivação para rever o conceito de diversidade biológica na escola básica, considerando diversidade biológica como "a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas", conforme a Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB (BRASIL, 2000).

Capra (2006) sugere a eco-alfabetização a partir do conhecimento do ecossistema, considerando que durante mais de 3 bilhões de anos de evolução os ecossistemas do planeta têm se

organizado a fim de maximizar a sustentabilidade, cujo princípio primeiro é a interdependência. E concordamos com o autor ao afirmar que os princípios da ecologia devem ser usados como diretrizes para construir as comunidades humanas sustentáveis.

Perguntamos ainda aos jovens qual a importância do Rio Cuiabá, e os ribeirinhos expressaram na resposta que o rio é importante porque sustenta as suas comunidades. Essa foi a alternativa de opção apontada por 72% dos participantes da pesquisa.

Após a pergunta "quanto tempo faz que você conhece o Rio Cuiabá?", 63,6% assinalaram: "sempre, porque nasci em comunidade ribeirinha". Os demais (36,4%) assinalaram "mais de 10 anos".

Oferecemos aos participantes três alternativas para que fosse marcada aquela com a qual concordavam:

a) O Rio Cuiabá está morto, pois está poluído e não tem mais peixes;

b) O Rio Cuiabá está perdendo sua qualidade e por essa razão precisa ser recuperado.

c) O Rio Cuiabá já não tem mais recuperação.

Todos concordam com a alternativa b. Entendemos que com essa demonstração os jovens da comunidade de Bonsucesso reconhecem a condição atual do rio e, como os demais componentes da comunidade, devem ser envolvidos em programas coletivos de educação ambiental.

Diálogo de saberes

Ao realizar esta pesquisa, pudemos constatar que as pessoas de vida ribeira possuem o patrimônio do saber local para viver a vida pantaneira. Integrando o ecossistema Pantanal e observando os ciclos reprodutivos de animais e plantas, os ciclos migratórios de peixes e aves, os ciclos das águas da chuva e o pulso das enchentes, aprenderam a manejar os serviços necessários à existência, exercitaram e ensinaram para os mais novos.

A atividade desenvolvida na escola, a aproximação com professores e o diálogo comoutros saberes nos permitiram afirmar que a educação ambiental deve ser transformadora, permanente, presente no cotidiano e deve envolver o coletivo. É preciso criar ambiência para a reflexão, focada nas pedagogias problematizadoras da realidade, considerando a diversidade de interesses e as relações com os outros componentes do ecossistema. As escolas das comunidades ribeirinhas, assim como as demais escolas da educação básica, devem criar espaços pedagógicos, como afirma Tristão (2003), espaços onde se possa viver a expressão, a criação, a reapropriação do saber, as diferenças, o equilíbrio, o desequilíbrio, a solidariedade e a experiência de conhecer outras lógicas do conhecimento. Nesse sentido, a Escola Municipal Maria Barbosa Martins, da comunidade de Bonsucesso, nos permitiu vivenciar um momento de prática educativa integrada à comunidade, em que a reapropriação dos saberes locais se dá no convívio entre experientes, atuantes e vindouros.

Floriani (2007) observa que o diálogo de saberes é a possibilidade de se estabelecer intercâmbio entre diversas áreas de conhecimento humano, seja entre aqueles reconhecidos e legitimados pelas instituições produtoras e difusoras do conhecimento científico como entre outros

conhecimentos considerados não científicos (saberes culturalmente arraigados).

Para reviver e articular saberes de diferentes gerações, os atuantes (nossa categorização para os participantes da pesquisa que desempenham atividades de liderança ou de gestão na comunidade, nesse caso professores e administração da escola) organizaram o Museu da Pessoa e promoveram "um resgate das raízes ribeirinhas". Um exercício interativo da escola com a cultura, com a história e com a comunidade. Um modelo pedagógico que "imita" a arte de aprender por meio do saber do outro (Figura 3).

O espaço pedagógico aqui observado é um exemplo de comunicação e de coparticipação da escola com o entorno. É um trabalho de interlocução entendida, conforme afirma Gutiérrez e Prado (1999), como a capacidade de chegar ao outro, de abrir-se ao meio, de percorrer caminhos de compreensão e expressão, de promover processos e de facilitar aprendizagens abertas.

Na experiência vivida, a integração da comunidade com a escola é o exercício de cidadania que cada vez mais assume, como afirma Jacobi (2003), "um papel desafiador, demandando a emergência de novos saberes para apreender processos sociais que se complexificam e riscos ambientais que se intensificam". Vivenciamos um exemplo de educação cidadã em que a experiência se junta à sapiência, onde se vive o diálogo dos saberes. Nas palavras de D. Professora, "venho aqui chamar vocês, moças novas, que venham participar do Grupo de Artesãs. Eu quero que as meninas que estão aí, sem fazer nada, venham aprender a fazer um crochê, fazer rede, se não essa nossa tradição vai acabar". É a escola da experiência abrindo espaço para a comunidade.

A iniciativa de trazer a comunidade para a escola e aproximar os diferentes sujeitos revelou uma maturidade importante, demonstrada pela comunidade de Bonsucesso. A escola é, sem dúvida, uma instituição cultural. Portanto, as relações entre escola e cultura não podem ser concebidas como entre dois polos independentes, mas sim como universos entrelaçados, como uma teia tecida no cotidiano e com fios em nós profundamente articulados. Lembrando Morin (2008), "a reforma de conhecimento é um processo coletivo que necessita da cooperação de todos".

A atividade realizada na escola junto aos professores e membros das comunidades ribeirinhas foi uma prática educativa integrada à comunidade na qual se percebe que a reapropriação dos saberes locais se dá no convívio entre a escola e os demais membros da comunidade (Figura 3). Buscar a percepção do meio ambiente como forma de categorizar os diferentes lugares de vivência em Bonsucesso foi a maneira de explicar as relações entre o ser humano e o ambiente, entender como uma pessoa, ou parte de um grupo, percebe seu entorno e quais os valores estão implícitos quando tomam determinadas decisões. O que foi construído nesta pesquisa permite afirmar que a comunidade ribeirinha de Bonsucesso constitui parte do patrimônio cultural, considerando o saber construído que lhes permite viver a vida pantaneira. A interação de homens, mulheres e crianças com os serviços do ecossistema torna-se um exercício de etnoconhecimento, assim como exposto nos depoimentos de D. Neta (70 anos), moradora de Bonsucesso: "aprendi com meus pais a fazer rapadura e estou na lida há mais de 40 anos. Agora, que já estou cansada, quem toca o engenho é meu filho. [...] Tudo que sei aprendi aqui mesmo. Não tem escola pra aprender o que se aprende na vida e foi vivendo que aprendi a viver aqui".

Apesar da disposição para o trabalho integrado, é necessário criar ambiência para a reflexão, com foco nas pedagogias problematizadoras da realidade, considerando a diversidade de interesses e as relações com os outros componentes do ecossistema.

A escola, por intermédio de sua equipe de professores, coordenadores e direção (atuantes), programou uma ação para aproximar vindouros (os alunos) dos experientes (as personalidades da comunidade). Na ocasião, tais personalidades (pessoas com mais de 70 anos) deram testemunhos, contaram suas vivências e resgataram cantigas e rezas comuns na comunidade dos tempos idos.

Ao aproximar as gerações nessa experiência de "resgate da raiz ribeirinha", analisamos como a possibilidade de empoderamento da comunidade em seu ambiente contribui para o desenvolvimento local, entendendo o empoderamento como Pinto (1998), que o define como um processo de reconhecimento, criação e utilização de recursos e de instrumentos pelas comunidades, em si mesmos e no meio ambiente, que se traduz num acréscimo de poder, permitindo a esses sujeitos aumentar a eficácia e o exercício da sua cidadania.

Os experientes nas comunidades ribeirinhas detêm o saber que possibilita a elas enfrentar as diversidades cotidianas. Aproximar a experiência do saber institucionalizado na escola é uma possibilidade de ligar as pessoas pela memória e compartilhar experiências acreditando nelas como patrimônio cultural. Essa comunhão de conhecimentos torna a comunidade empoderada.

O espaço pedagógico observado na Escola Municipal Maria Barbosa Martins, durante este trabalho, foi um exemplo de comunicação e de coparticipação da escola com o entorno. Configurou-se como um

trabalho de interlocução, porque existe disponibilidade da comunidade escolar para chegar ao outro, para percorrer caminhos de compreensão e expressão e para promover aprendizagens abertas. É a escola da experiência abrindo espaço para a comunidade porque aprender não é apenas acumular conhecimento. Aprendemos por nossas experiências e aprendemos no coletivo. Porque somos seres sociais. O aprendizado se dá no diálogo com a realidade, com o conhecimento já elaborado, com a interação entre os pares de vivência e com as diferenças. Aprendemos a qualquer tempo.

Ribeirinhos resilientes

Numa manhã de muito sol, observamos o trabalho do ribeirinho apurando um tacho de garapa fervendo na fornalha, fazendo rapadura. Nossa conversa versava sobre a capacidade dos seus parentes antigos (avós, bisavós e os fundadores da comunidade dos quais é descendente) que apenas com facão, machado e enxadas desbravaram as terras, construíram a paisagem cultural e a rica cultura da qual ele é parte. O ribeirinho aponta para os equipamentos do carro de boi e afirma: "tudo feito a mão. É artesanato mesmo. E foi tronco esculpido no facão".

A necessidade de construção de moradia, de ferramentas, de coleta de alimentos levou-os a transformar os recursos da natureza em possibilidades de vivência. Tudo era feito por homens e mulheres que, distante do mundo industrial, do comércio diversificado, transformaram madeira, folhas, grãos, sementes, frutos, cipós, palha, tronco, barro, couro e pena em equipamentos, em utensílios, em culinária, em imagens, em meio de transporte, em combustível, em ferramentas e em meios de subsistência.

> "Foi esta comunidade e a inteligência desses viventes que fez eles ficarem aqui. Construir seu patrimônio. Plantar seu canavial, e agora estou eu com um engenho movido a luz elétrica, mas no tempo de minha mãe e do pai dela o engenho era movido por boi. Eu ainda dependo do carro de boi. Não fosse a cangalha feita por mãos rústicas de homens simples, sem estudo, não tinha como trazer a cana do canavial pra moer". (Ribeirinho que faz rapadura)

> "Quando eu vim pra Bonsucesso pra ser professora em 1952, era bem diferente. Não tinha luz elétrica, e por muito tempo usamos lamparina com banha de peixe. Lampião veio mais tarde. Era muito difícil. Pra ir na Várzea Grande, só de carroça ou de canoa. Muita gente ia a pé". (Professora aposentada, moradora da comunidade, 75 anos)

> "A enchente é uma riqueza pra nós. Ela traz todas as coisas que as plantações precisam pra desenvolver. Era muito bom quando plantava roça de praia. Hoje não tem mais como plantar essa roça, por causa da lei. Mas a gente plantava milho, arroz, batata-doce, melão, fumo. Todas as coisas de comer. Mas vendia também, na feira. A cana, a banana e a mandioca a gente plantava no alto". (Professora aposentada, moradora da comunidade, 75 anos)

A capacidade dos ribeirinhos de resistir, de buscar na natureza seu fortalecimento e a necessidade de resistir flexivelmente às diversidades do meio levou-os ao aprendizado do funcionamento do sistema e construíram, com os componentes do ecossistema, um saber que os identifica como comunidade tradicional pantaneira. Os grandes problemas, como obtenção de alimentos, construção de moradias, tratamento das doenças, a necessidade de ir e vir e a obtenção de renda foram bem administrados por essa comunidade.

Esse poder de adaptar-se às adversidades, esse empoderamento frente aos problemas locais, como adaptar-se ao pulso das enchentes, à temporalidade da produção vegetal, aos ciclos dos animais, fez o ribeirinho movimentar-se da calha do rio ao terreno firme. Nesse percurso construíram uma base cultural e um saber tradicional sobre a biodiversidade, sobre o clima, sobre os ritmos das águas, sobre o Pantanal.

Diante dos relatos e da observação em campo é possível afirmar que os ribeirinhos são resilientes, no sentido em que Yunes e Szymanski (2001) conceituam resiliência – como respostas de adaptações ou ajustamentos de pessoas ou grupos a situações de risco, estresse e experiências adversas.

Na trajetória de vida das pessoas das comunidades ribeirinhas do Rio Cuiabá, é possível perceber o sentido da sustentabilidade e a capacidade de superação e de desenvolvimento de diferentes gerações.

> "Na minha vida eu vejo três etapas. A primeira é quando eu vivia com meu pai. Ele não tinha o tino do futuro. Era trabalhador de roça e redeiro. Vivia da pesca, mas não via a importância do estudo pros filhos. Fui criada pra casar e cuidar dos filhos. Estudo, só até a 4ª série, mas foi muito importante pra lutar pros meus filhos estudar. A segunda etapa foi depois de casada e a criação dos 12 filhos que tivemos. Plantando roça, fazendo rapadura e pescando, estudamos todos. Só o mais velho não fez o curso superior. São dois formados em Matemática, duas formadas em Biologia, em Letras. Este ano forma outro lá em Rondônia. Agora estamos na terceira etapa, só contemplando nossos filhos progredir. Estão todos trabalhando. Uns moram em Cuiabá, outros em Várzea Grande, dois em Porto Velho. Mas é aqui que reúne pra comer peixe que

> a gente cria no tanque lá no fundo. Debaixo do arvoredo, na sombra do bambu que é a nossa varanda". (Dona de casa, 76 anos)

Esse relato demonstra as condições de uma geração (os experientes) dessa comunidade. O caráter ruralista é mantido pelos experientes que souberam preparar seus filhos para o momento que a sociedade vive. O momento de comunicação em que o "valor da educação reafirma-se como fator de desenvolvimento das sociedades, tanto mais que se o aprofundamento do conhecimento constitui uma exigência fundamental para a compreensão de expectativas pessoais e sociais, é, de igual modo, um importante contributo para definição de novos objetivos das instituições, atividades e práticas profissionais" (SOUZA, 2008).

Hoch e Roccal (2007) afirmam que resilir é vencer as provas e as crises da vida, isto é, resistir a elas primeiro e superá-las depois, para seguir vivendo o melhor possível. É a capacidade para desenvolver-se bem, para continuar projetando-se no futuro, apesar dos acontecimentos desestabilizadores, de condições de vida difíceis e de traumas às vezes graves. É a capacidade humana de lidar com a diversidade e de superá-la, ou melhor, ter-se transformado com a diversidade criando perspectivas. Não é uma técnica nem uma solução mágica. É uma área de tratamento interdisciplinar, é um processo dinâmico.

O esforço das pessoas da comunidade de Bonsucesso em formar seus filhos, levá-los à universidade, é uma atitude que, no coletivo, é resultante do desejo do grupo de promover o bem-estar comunitário.

Os experientes demonstram que não somente enfrentaram situações adversas (enchentes, secas, mudança de legislação, desconforto do calor, falta de meios de comunicação, dificuldade de

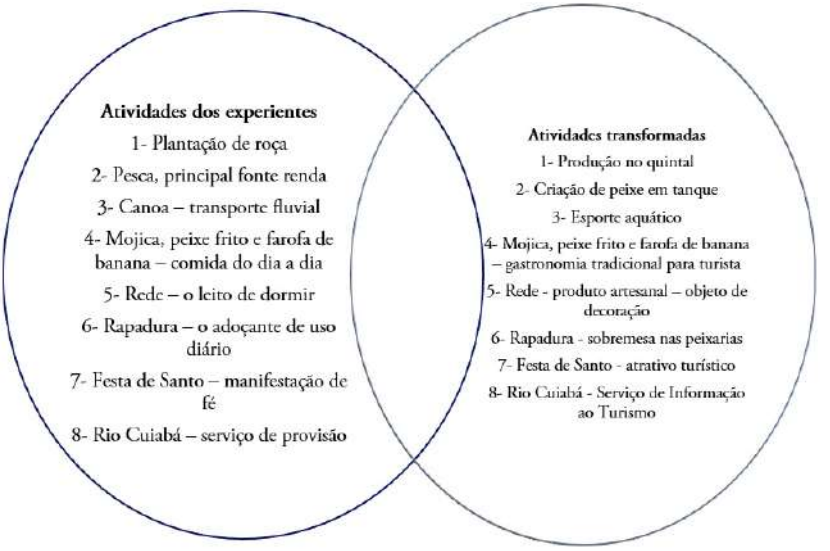
acesso às condições de saúde, entre outros) como também souberam se sobrepor a esses confrontos com a aquisição de novas competências. Esse processo vivido por diferentes gerações resultou na capacidade de a comunidade buscar alternativas na falta de peixe ou na impossibilidade da lavoura de praia, serviços de provisão. Ocorre então a migração dos ribeirinhos da calha do rio para a gastronomia e implanta-se a Rota do Peixe – conjunto de peixarias para atendimento ao público externo, denominado por eles de "turistas". Os ribeirinhos souberam promover a transformação dos serviços de produção em serviços culturais (Figura 3). Hoje a comunidade envolve-se cada vez mais direta ou indiretamente com o turismo, empoderada com os saberes incorporados ao longo da trajetória transformadora de ruralistas para empreendedores do turismo.

Concordamos com Pinheiro (2004) ao afirmar que:

> "diversas variáveis e processos precisam ser estudados sempre que o tema da resiliência estiver em destaque. No entanto, os diversos autores e pesquisas parecem levar-nos a concluir que a capacidade de amar, trabalhar, ter expectativas e projeto de vida – consequentemente, de dar um sentido a nossa existência – denota ser a base onde as habilidades humanas se apoiam para serem utilizadas diante das adversidades da vida – que certamente todos, em menor ou maior intensidade, teremos que enfrentar enquanto estivermos vivos".

A CTR de Bonsucesso, por meio dos serviços de informação, demonstra ser resiliente e, por essa razão, está construindo uma comunidade sustentável.

Figura 3. Atividades desenvolvidas por diferentes gerações na comunidade de Bonsucesso. A transformação é resultado do saber construído que empoderou a comunidade para novas formas de vivência



Nota: Construção das autoras.

Considerações Finais

A investigação realizada permitiu aprofundar a análise sobre o modo de viver das comunidades tradicionais ribeirinhas e a forma como os membros dessas comunidades usam os serviços dos ecossistemas e constroem estruturas que possibilitam o bem-estar de suas famílias. Permitiu vivenciar uma atividade de educação ambiental junto à escola da comunidade de Bonsucesso e deparar com a percepção que essas pessoas têm sobre o lugar de vivência.

O Rio Cuiabá e as áreas úmidas a ele associadas encontram-se em situação de alerta, considerando a forma como os serviços disponibilizados por ele à sociedade são usados. Investimentos para manter a qualidade da água são necessários, incluindo nesse processo a educação sanitária e ambiental da população. A recuperação da vegetação ripária, em particular a mata ciliar, se faz necessária ao longo do Rio Cuiabá, assim como de seus formadores e suas cabeceiras. Nesses trabalhos, é necessário envolver a participação da comunidade ribeirinha, bem como do poder público.

A pesca, que ainda representa uma atividade importante, dá sinais de esgotamento pelo esforço de pesca e pela degradação da capacidade de sustentabilidade do rio.

As CTRs se distanciam das atividades rurais e, por deter os conhecimentos tradicionais, se envolvem com as atividades de turismo. Muitos ribeirinhos usam seus conhecimentos incorporados na prática com o rio e com a biodiversidade para inserção nesse mercado.

As perspectivas de sustentabilidade dos ribeirinhos à margem do rio estão centradas nos conhecimentos tradicionais, que são serviços de informação construídos ao longo do tempo de vivência com o rio, com a terra, com a biodiversidade e nas relações sociais estabelecidas no convívio diário à beira rio. Em Bonsucesso, essa informação se concretiza com a implantação da gastronomia regional, desenvolvida nas peixarias, e pelo reconhecimento do artesanato local, que cada vez mais se fortalece pela permanência da produção de rapadura como produto artesanal e de sustentabilidade, além das atividades culturais de música e dança como atrativo turístico e de geração de renda.

As CTRs vivem um momento de transição, em que os saberes desenvolvidos são as ferramentas necessárias para estar no ambiente. Os saberes incorporados na experiência são os valores atribuídos aos serviços culturais traduzidos em geração de renda e, portanto, vêm proporcionar o bem-estar humano no lugar de vivência.

Transformar saberes necessários à sobrevivência em atrativos e produtos de valor econômico exigiu uma série de esforços da comunidade nas últimas décadas. Certamente haverá a necessidade de implementação de esforços para agregar valor às atividades tradicionais, solidificando uma cadeia produtiva na qual esteja garantida a participação dos ribeirinhos em todos os seus elos.

Concluímos também que, para a permanência e desenvolvimento das comunidades tradicionais às margens do Rio Cuiabá, se faz necessário a interação dos conhecimentos tradicionais com os espaços organizados de aprendizagem e apoio às políticas de conservação dos ecossistemas onde desenvolvem suas vidas.

Por meio da percepção expressa pelos participantes desta investigação, podemos concluir que as comunidades investigadas têm consciência dos problemas, mas também expressam o valor dos lugares como palco das atividades cotidianas. As representações demonstradas nas manifestações festivas, na gastronomia, no modo de ser e de viver, nos saberes sobre a biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas, fazemdessas comunidades detentoras de conhecimentos apropriados para permanecer nesses lugares e conservá-los.

Estamos convictas de que o processo de interação entre os ribeirinhos, o Rio Cuiabá e os ecossistemas a ele associados terá continuidade no processo de relações sociais que transformam a

natureza e que também transforma o acesso a ela, recriando categorias sociais específicas, capazes de transformar os saberes de subsistência em saberes culturais. Assim, os conhecimentos usados no passado para produzir alimento, para construir moradias, para desenvolver meios de transportes, remédios, equipamentos de trabalho, transformaram-se na atualidade em atrativos turísticos.

Estamos também convencidas de que as comunidades ribeirinhas requerem muitos serviços dos ecossistemas e que sobreviveram porque desenvolveram técnicas culturais de manutenção desses serviços. Portanto, manter as CTRs às margens do rio, assegurando-lhes a continuidade de suas práticas, é uma forma de conservar os serviços dos ecossistemas.

Referências

AEM-Avaliação Ecossistêmica do Milênio. **Vivendo além de nossos meios**: O capital natural e o bem-estar humano (Mensagem da Junta Coordenadora da Avaliação Ecossistêmica do Milênio). Disponível em: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.442.aspx.pdf>. Acesso em: 10 set. 2018.

ANDRE, Y. Cartes mentales pour um territoire: à propos du Bassin de Genève. **Mappemonde**, Genève, nº 89/1, p. 12-15, 1989.

ARCHELA, R.S.; GRATÃO, L.H.B.; TROSTDORF, M.A.S. O lugar dos mapas mentais na representação do lugar. **Geografia**, Londrina, PR, v. 13, nº 1, jan./jun. 2004. Disponível em: <http://www.geo.uel.br/revista>. Acesso em: maio 2009.

BACHELARD, G. **A poética do espaço**. Trad. de Antonio de Pádua Danesi. São Paulo: Martins Fontes, 1993. 242p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente.**A Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB.** Cópia do Decreto Legislativo nº 2, de 5 de junho de 1992. Brasília, MMA: 2000, 32p.

BRITSKI, H.A.; SILIMON, K. de S. de; LOPES, B.S. **Peixes do Pantanal**. Manual de Identificação. Brasília: Embrapa-CPAP, 1999. 184p.

CAPRA, F. **A teia da vida**: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos. Trad. de Newton R. Eichemberg. São Paulo: Cultrix, 2006. 250p.

CARVALHO, I.C. de M. Educação ambiental crítica: nomes e endereçamentos da educação.In: LAYRARGUES, P.P. (coord.) **Identidades da educação ambiental brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 13-24.

CARVALHO, I.C. de M.; GRUN, M. Hermenêutica e educação ambiental: o educador como intérprete. In: FERRARO JUNIOR, L.A. (org.) **Encontros e Caminhos:** Formação deEducadoras(es) Ambientais e Coletivos Educadores. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Diretoria de Educação Ambiental, 2005. p. 177-187.

CITUK, A.M. Ação Educacional integral para o desenvolvimento comunitário. In: HERNAIZ, I. (org.) **Educação na diversidade**: experiências e desafios na educação intercultural bilíngue. 2ª ed. Brasília: Edições MEC/Unesco, 2007. p. 157-163.

CURADO, F.F.; SANTOS, C.S. de S.; SILVA, F.Q. **Pré-Diagnóstico Participativo de Agroecossistemas dos Assentamentos Paiolzinho e Tamarineiro II**.Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. 35p.

DEL RIO, V. Cidade da Mente, Cidade Real: Percepção Ambiental e Revitalização na Área Portuária do Rio de Janeiro. In: **Percepção Ambiental:** A Experiência Brasileira. São Paulo, São Carlos: Studio Nobel, Editora da UFSCar, 1996. 265p.

DEL RIO, V.; OLIVEIRA, L. (org.). **Percepção Ambiental:** A Experiência Brasilei**ra**. São Paulo, São Carlos: Studio Nobel, Editora da UFSCar, 1996. 265p.

FAGGIONATO, S. **Percepção ambiental.** Disponível em:<http://www.educar.sc.usp.br/textos>. Acesso em ago. 2008.

FERRARA, L.D. **Olhar periférico:** informa**ção, linguagem, percepçãoambiental. São Paulo: E**ditora da USP/FAPESP, 1999. 280p.

FLORIANI, D. Diálogo de saberes: uma perspectiva socioambiental. In: FERRARO JUNIOR, L.A. (org.) **Encontros e Caminhos:** Formação de Educadoras(es) Ambientais e Coletivos Educadores. v. 2. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Diretoria de Educação Ambiental, 2007. p.107-116.

GUTIÉRREZ, F.; PRADO, C. **Ecopedagogia e cidadania planetária**. São Paulo: Ed. Cortez/Instituto Paulo Freire, 1999. 128p.

HOCH, L.C.; ROCCAL, S.M. (org.).**Sofrimento, Resiliência e Fé. Implicações para as relações de cuidados**. São Leopoldo: Ed. Sinodal, 2007. 224p.

HOEFFEL, J.L.; FADINI, A.A.B. Percepção ambiental. In: FERRARO JUNIOR, L.A. (org.) **Encontros e Caminhos:** Formação de Educadoras(es) Ambientais e Coletivos Educadores. v. 2. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Diretoria de Educação Ambiental: 2007. p.255-262.

IGNÊZ, J.R. **Conhecimento ecológico tradicional da pesca pelos pescadores da comunidade de Estirão Comprido – Barão de Melgaço, Pantanal Mato-grossense**. 2008. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) – Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2008.

JACOBI, P. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. **Cadernos de Pesquisa,** São Paulo, nº 118, p. 189-205,2003.

JODELET, D. **Representationsociales**. Sociologie d'aujourd'hui, Paris: PressesUniversitaires de France, 1993. 447p.

JOVCHELOVITCH, S. **Representação social e a esfera pública: a construção simbólica dos espaços públicos no Brasil**. Petrópolis/RJ: Vozes, 2000. 232p.

LEITE, A.F.O. Lugar: Duas Acepções Geográficas. **Anuário do Instituto de Geociências,**Rio de Janeiro,v. 21, p. 9-20, 1998.

MACHADO, L.M. Paisagem valorizada: a Serra do Mar como espaço e como lugar. In: DEL RIO, V.; OLIVEIRA, L. (org.). **Percepção Ambiental –** A Experiência Brasileira. São Carlos:Ed. da UFSCar, 1996. p. 97 - 119.

MARQUES, D.K.S.; RESENDE, E.K. de. Comunidades de Peixes da RPPN SESC Pantanal. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 65**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005. 25p.

MEYER, M. **Ser – Tão Natureza: A natureza em Guimarães Rosa**. Belo Horizonte. Editora da UFMG, 2008. 231p.

MORAIS, R.F. **Conhecimento Ecológico tradicional da pesca pela comunidade Cuiabá Mirim – Barão de Melgaço, Pantanal Mato-Grossense, Mato Grosso**. 2006. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) – Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2006.

MORIN, E. **Saberes Globais e Saberes Locais: o olhar transdisciplinar**. Rio de Janeiro: Garamond, 2008. 76p.

NOGUEIRA, A.R.B. Mapa Mental: recurso didático para o estudo de Lugar. In: PONTUSCHKA, N.N.; OLIVEIRA, A.U. (org.).**Geografia em Perspectiva**. São Paulo: Ed. Contexto, 2002. p. 123-132.

ONUBR – Nações Unidas no Brasil. **Objetivos de Desenvolvimento do Milênio**. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/tema/odm/>. Acesso em: 20 ago. 2018.

OLIVEIRA, L. de. Percepção e representação do espaço geográfico. In: DEL RIO, V.; OLIVEIRA, L. de (org.). **Percepção Ambiental –** A Experiência Brasileira. São Carlos: Ed. da UFSCar, 1996. p. 187-212.

PINHEIRO, D.P.N. A resiliência em discussão.**Psicologia em Estudo**, Maringá, v. 9, nº 1, p. 67-75, 2004.

PINTO, C.L. Empowerment: uma prática de serviço social. In: PINTO, C.L. São Paulo: ISCSP, 1998. 257-64p.

PONTUSCHKA, N.N.; CONTIN, M.A. O Projeto e a Integração das Instituições Escolares. In: KRASILCHIK, M.; PONTUSCHKA, N.N. (coord.).**Pesquisa Ambiental:** construção de um processo participativo de educação e mudança. São Paulo: EDUSP, 2006, p. 159-179.

SANTOS, M. **A Natureza do Espaço**: Técnica e Tempo. Razão e Emoção. 2ªed. São Paulo: EDUSP, 2006. 260p.

SATO, M. Formação em educação ambiental - da escola à comunidade. In COEA/MEC (org.) **Panorama da Educação Ambientalno Brasil**. Brasília: MEC, março de 2005. p.5-13.

SEVERI, W. A Pesca no Rio Cuiabá: Características e Perspectivas. In: FERREIRA, M.S.F.D. (org.).**Rio Cuiabá como subsídios para a educação ambiental**. Cuiabá: EdUFMT, 1999. p. 65-100.

SOUZA, C.S. Competência educativa: o papel da educação para a resiliência. **Revista Educação Especial**, nº 31, 2008, p. 09-24.

TRISTÃO, M. Contextos vividos e tecidos nos espaços/tempos da educação ambiental. **Revista de Educação Pública**, Cuiabá,v. 12, nº 21, p. 25-41. 2003.

TUAN, Y.-F.**Topofilia: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente**. São Paulo: Difel, 1980. 288p.

TUAN, Y.-F.**Espaço e lugar: a perspectiva da experiência**. São Paulo: DIFEL, 1983, 250p.

YUNES, M.A.M.; SZYMANSKI, H. Resiliência: noção, conceitos afins e considerações críticas. In: TAVARES, J. (org.) **Resiliência e educação**. São Paulo: Cortez, 2001. p. 13-42.

ZAKRZEVSKI, S.B.B.; LISOVSKI, L.; COAN, C. As cores da educação ambiental na política nacional. In: Michèle Sato; Mato Grosso SEDUC. (org.). **Projeto de Educação Ambiental - Preá**. Caderno 3: Múltiplas dimensões da educação ambiental. Cuiabá: Tanta Tinta, 2004, v. 3, p. 23-26.

Epílogo

Capítulo 16 -

A BACIA HIDROGRÁFICA: INTEGRAÇÃO DO CONHECIMENTO E REFLEXÃO SOBRE O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Daniela Maimoni de Figueiredo

Débora Fernandes Calheiros

Antonio Augusto Rossotto Ioris

Introdução

Ao longo dos 15 capítulos que compõe este livro, foram abordados vários aspectos sociais e ambientais, conforme o objetivo proposto, que foram dispostos em quatro temas para facilitar a compreensão. Temas e capítulos apresentam entre si inúmeras conexões relevantes aos estudos socioambientais, que devem ser, por natureza, interdisciplinares. Quando se adota a bacia hidrográfica como unidade territorial e cultural de planejamento e gestão, essa abordagem é essencial, mas complexa de ser demonstrada quanto às diferentes interfaces existentes entre as várias áreas do conhecimento, às políticas públicas e setoriais e às expectativas de conservação dos recursos naturais da bacia aqui tratadas. A planície do Pantanal e as partes alta e média da BHC são parte de um todo fortemente conectado. É das partes que provém a água das chuvas, além da contribuição subterrânea dos aquíferos Guarani, Furnas e Bauru-Caiuá. Nossa intenção fundamental aqui é consolidar e conectar as várias lições trazidas nos capítulos anteriores, questionando as causas fundamentais dos problemas socioambientais que cada vez mais afetam a BHC, refletindo sobre as transformações e ocupações do território da bacia, sobre as limitações e falhas das

respostas legais, do arcabouço regulatório em implementação e da participação social.

Cabe ressaltar que, apesar de localizadas no âmbito da BHC, tais questões demonstram relevância nacional e internacional, uma vez que a experiência regulatória regional tem paralelos com os modelos de gestão integrada adotados ao redor do mundo. Além disso, Mato Grosso é uma das principais áreas de produção agrícola à base de uso intensivo de agroquímicos e maquinário pesado (denominado de agronegócio), o qual é um setor altamente controverso e responsável por graves impactos socionaturais e injustiças ambientais. Desnecessário lembrar que Cuiabá, a capital de Mato Grosso (que celebrará 300 anos de fundação em 2019), é o principal polo financeiro e industrial do agronegócio e está situada exatamente na Bacia do Rio Cuiabá.

Uma das funções da academia é exatamente provocar, instigar e subsidiar a construção do pensamento crítico, com o debate das relações de causa-efeito e das interfaces entre as diferentes áreas do conhecimento, subsidiando a tomada de decisão em bases racionais e incluindo aspectos sociais, culturais, ambientais, econômicos, políticos e tecnológicos presentes no âmbito da BHC no contexto contemporâneo.

Neste sentido, é preciso adotar também uma abordagem político-ecológica, fundamental para a compreensão das relações naturais ou antrópicas e suas variações no tempo e em diferentes escalas espaciais, que ainda é escassa em bacias hidrográficas brasileiras. Na Região Hidrográfica do Paraguai, a qual o Rio Cuiabá é tributário, o debate atual no âmbito científico é a prevalência de estudos biológicos e hidrológicos e experimentos analíticos quantitativos, em detrimento de abordagens interdisciplinares, que tratam de forma mais adequada as questões e tensões sociais e espaciais mediadas e configuradas através

da interação entre a sociedade e a natureza (IORIS, 2013). O autor menciona ainda que:

> Por um lado, o foco nos ecossistemas tornou-se mais evidente à medida que a integração do conhecimento científico é necessária para o desenvolvimento e aplicação de políticas públicas; por outro lado, não tem havido apetite entre os políticos e tomadores de decisão na região para questionar a rápida taxa de expansão do agronegócio [bem como de áreas urbanas] nos planaltos que circundam a planície de inundação (IORIS, 2013).

É inegável que as questões do meio ambiente atraem uma atenção cada vez maior nos dias de hoje, porém, falta ainda reconhecer a centralidade dos princípios de justiça ambiental para a conservação ambiental e das próprias atividades econômicas. A problemática da gestão de recursos hídricos é, acima de tudo, uma questão de justiça ambiental e decorre da constatação de que a crescente escassez qualitativa e quantitativa dos recursos naturais e a desestabilização de ecossistemas afetam de modo desigual, e muitas vezes injusto, os diferentes grupos sociais ou áreas geográficas (SCHULZ; IORIS, 2017). Ou seja, as interdependências entre sociedade e natureza (i.e. socionatureza) refletem, em maior ou menor grau, assimetrias políticas, sociais e econômicas, as quais são específicas de um determinado momento histórico e de uma dada configuração espacial (tanto no âmbito local e regional, quanto entre países e continentes, como por exemplo no caso das mudanças climáticas). Com um pouco de atenção, não é difícil perceber que as múltiplas formas de degradação ambiental na BHC afetam toda a sociedade mas, predominantemente, causam impactos mais expressivos onde vivem as populações mais vulneráveis socialmente e economicamente, como as comunidades ribeirinhas e

tradicionais abordadas neste livro, além de indígenas e quilombolas e a população de bairros carentes nas periferias das cidades, que comumente ocupam áreas de risco ambiental.

Mesmo assim, existe uma carência de estudos socioambientais que nos permitam compreender como o desequilíbrio de poder influi na origem e multiplicação dos impactos ambientais e como essas populações podem participar com seus conhecimentos na conservação dos territórios comuns e ter garantidos seus direitos socioambientais, em especial os direitos constitucionais, bem como os previstos nas políticas nacionais de Recursos Hídricos e de Meio Ambiente, e mais recentemente na Política Nacional de Povos e Comunidades Tradicionais. Temos também os direitos e deveres previstos nas convenções internacionais, cujo país é signatário, como a Convenção Ramsar de Conservação de Áreas Úmidas de Interesse Internacional, a Convenção da Diversidade Biológica, a Convenção sobre Mudança do Clima, e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS da Agenda 2030 da ONU. Em todas essas políticas públicas nacionais e internacionais há o reconhecimento de que a erradicação da pobreza, em todas as suas formas e dimensões, incluindo a pobreza extrema, é o maior desafio global e um requisito indispensável para o desenvolvimento sustentável e resiliente, juntamente com a conservação dos modos de vida dos povos e comunidades tradicionais (ONU BR, 2018; MMA, 2018a, b, c), equilibrando as três dimensões do desenvolvimento sustentável: a econômica, a social e a ambiental.

Da mesma forma que outras regiões do Brasil, afetadas pelo desenvolvimento econômico recente e inseridas em processos globais como fornecedoras de produtos primários, as transformações ocorridas na BHC nas últimas três décadas refletem desigualdades

políticas e ganhos assimétricos, ao mesmo tempo que a degradação crescente compromete a qualidade, o funcionamento e a integridade dos ecossistemas aquáticos e terrestres e os modos de vida e a saúde da população em áreas rurais e urbanas. Em decorrência dessa lacuna analítica, prevalecem construções ideológicas que postulam e se baseiam em uma suposta neutralidade política dos problemas de conservação do meio ambiente, os quais, consequentemente, requereriam respostas de cunho meramente técnico-regulatório, mas quase nunca associadas a mecanismos redistributivos, participativos e compensatórios. Um exemplo disso é a composição do coletivo de participação, discussão e decisão proporcionado no Grupo de Acompanhamento do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai - GAP PRH Paraguai, com composição similar a um comitê de bacia, com representação tripartite (poder público, sociedade civil - ONGs e Instituições de Ensino Superior e usuários de recursos hídricos), podendo ser considerado como um pré-Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai. O GAP Paraguai, em sua composição original (BRASIL, 2013; 2016) não previu a participação de pescadores, comunidades tradicionais, ribeirinhos e da agricultura familiar de forma equânime, segmentos social, econômica e culturalmente de grande importância na RH Paraguai, além dos indígenas. Esse exemplo claro de assimetria da participação social foi questionado pela representação não governamental no Conselho Nacional de Recursos Hídricos, enfrentando fortes embates, tendo sido resolvida apenas paliativamente até o momento.

As abordagens convencionais, que geralmente informam a formulação de políticas públicas e a tomada de decisões seguem, então, enfatizando os aspectos tecnológicos e legislativos relacionados a uma melhor gestão ambiental, sem estabelecer uma relação direta com a

construção de uma cidadania mais justa, garantindo a participação efetiva de todos os segmentos sociais no processo decisório, com a consolidação de estratégias mais inclusivas e democráticas, com base no conceito de Usos Múltiplos, definido na Lei nº 9.433/1997 (BRASIL, 1997). Tudo isso nos leva à firme conclusão que o contexto local na BHC tem grande significado como contribuição ao entendimento dos dilemas relacionados à formulação de políticas de recursos hídricos e de meio ambiente mais inclusivas, genuinamente eficientes e democraticamente sustentáveis. Esse entendimento remete ao conceito de governança, resumido abaixo por Abrucio e Oliveira (2013):

> (...) a Governança envolve tanto a gestão administrativa do Estado como a capacidade de articular e mobilizar os atores estatais e sociais para resolver os dilemas de ação coletiva. (...) a Governança Pública é hoje uma corrente da teoria da administração pública que procura compatibilizar os critérios de democratização com os de busca de melhor desempenho das políticas, acreditando que o Estado tem um papel de liderar o processo de resolução dos problemas coletivos, mas deve fazê-lo a partir da interação com a sociedade" (ABRUCIO; OLIVEIRA, 2013).

Conceitos e reflexões sobre o desenvolvimento sustentável na bacia

Nossa Constituição Federal em seu Artigo 225 (BRASIL, 1988) adotou conceitos ecológicos importantes, como: "Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações". Continua em seu Parágrafo 1º.: "Para

assegurar a efetividade desse direito, incumbe ao Poder Público: I - preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas". A Constituição considera imperativa a conservação dos processos ecológicos e a promoção do manejo ecológico do bioma Pantanal, uma vez que a região é considerada Patrimônio Nacional, impondo-se, portanto à toda a sociedade brasileira, ao poder público e à coletividade, o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações, sendo que sua utilização deve ser feita na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.

A Política de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997; BRASIL, 1997), por sua vez, determina que a gestão de recursos hídricos deve estar baseada no conceito de desenvolvimento sustentável e no respeito aos usos múltiplos das águas, ou seja, todos têm direito de acesso a este bem público, não se podendo privilegiar, portanto, apenas um ou alguns setores usuários. Além disso, o planejamento e a gestão das águas devem ser feitos em nível de bacia hidrográfica, neste caso, a RH Paraguai, a qual a BHC faz parte, e a gestão deve ser descentralizada e participativa por meio dos Comitês de Bacia Hidrográfica e Conselhos Estaduais e Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). O Comitê Federal da Bacia do Alto Paraguai ainda não foi implementado, contudo está prestes a ter seu processo iniciado, sendo esta uma das atribuições GAP Paraguai, como mencionado anteriormente.

Esta participação social envolve também o fortalecimento e a ampliação da área de abrangência do único comitê existente na BHC, Comitê de Bacia Hidrográfica da Margem Esquerda do Rio Cuiabá, como apresentado no capítulo 12, que deveria incluir as áreas de

cabeceiras (trecho superior) e o trecho médio do Cuiabá, pertencentes à jurisdição estadual, modificando sua identificação para Comitê Estadual da Bacia Hidrográfica do Cuiabá, excetuando, portanto, a área de jurisdição federal (trecho inferior) por fazer divisa entre os Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Essa ampliação vem ao encontro de um dos princípios da Política de Recursos Hídricos, que é a descentralização da gestão e da tomada de decisão.

Compatibilizar o uso dos recursos naturais, materiais e energéticos num horizonte de longo prazo, que inclua tanto as gerações atuais e futuras, é uma das premissas do desenvolvimento sustentável. O fracasso recorrente em lidar com a perda e a degradação dos ecossistemas minou seriamente a consecução dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio de reduzir a pobreza, combater a fome e aumentar a sustentabilidade ambiental (MEA, 2005), bem como poderá minar o alcance dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, em especial o Objetivo 6 que visa "Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos" (ONU BR, 2018), que converge com a maioria dos temas tratados neste livro, sendo que seus objetivos específicos são:

6.1 Até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos;

6.2 Até 2030, alcançar o acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos para todos, e acabar com a defecação a céu aberto, com especial atenção para as necessidades das mulheres e meninas e daqueles em situação de vulnerabilidade;

6.3 Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e

materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente;

6.4 Até 2030, aumentar substancialmente a eficiência do uso da água em todos os setores e assegurar retiradas sustentáveis e o abastecimento de água doce para enfrentar a escassez de água, e reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez de água

6.5 Até 2030, implementar a gestão integrada dos recursos hídricos em todos os níveis, inclusive via cooperação transfronteiriça, conforme apropriado;

6.6 Até 2020, proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos;

6.a Até 2030, ampliar a cooperação internacional e o apoio à capacitação para os países em desenvolvimento em atividades e programas relacionados à água e saneamento, incluindo a coleta de água, a dessalinização, a eficiência no uso da água, o tratamento de efluentes, a reciclagem e as tecnologias de reuso;

6.b Apoiar e fortalecer a participação das comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento.

Cabe a todos nós contribuir para que esses ODS, as Recomendações do Comitê Nacional de Zonas Úmidas e o Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai sejam efetivamente implementados na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, sendo que a difusão do conhecimento, a democratização da informação

e a reflexão sobre as diferentes dimensões socioambientais e políticas da BHC, apresentadas neste livro, são passos fundamentais neste caminho.

Transformação e ocupação do território

Na BHC, o agronegócio, a expansão urbana e as hidrelétricas têm sido as principais formas de ocupação e transformação do território, cujos efeitos, em conjunto com os resultantes das atividades industrial, de mineração e piscicultura, foram descritos, direta ou indiretamente, em praticamente todos os capítulos deste livro. Sobreiro Filho et al. (2016) compreendem que território é multidimensional e multi escalar e um produto de nossa criação e da relação com todos que o habitam e com sua natureza, sendo que, assim como o sujeito transforma o território, ele também é transformado por ele.

Na BHC estas transformações têm ocorrido intensamente desde a década de 1970, com um crescimento econômico e populacional acelerado, tendência que ainda persiste nos dias de hoje, mas com menos intensidade. A produção de uma nova configuração do território ocorre, desde então, nos moldes dos paradigmas predominantes no século passado, especificamente quanto ao antagonismo entre conservação ambiental e respeito à legislação versus o modelo de desenvolvimento. O resultado foi a quase nulidade de ações de planejamento e de manejo racional dos recursos naturais, com a ampliação de infraestrutura, intensificação do uso do solo e da água até aproximadamente as décadas de 1980 e 1990, quando começaram a elaborar, aprovar e implementar leis e criar instituições voltadas à proteção e à conservação ambiental. No entanto, nessa época alguns mecanismos de controle ambiental

já existiam, como o Código Florestal de 1965, que foi praticamente ignorado, quando se avalia, por exemplo, os mananciais das áreas urbanas de Cuiabá e Várzea Grande, como mencionado para Cuiabá no capítulo 6.

O crescimento elevado e desordenado destas duas cidades-polo na bacia, associado a um intenso processo migratório, acarretou uma ruptura do equilíbrio ambiental e uma redução do valor cultural dos seus rios e lagoas, provocada pela perda crescente de sua qualidade e quantidade, consequente à falta de planejamento do processo de desenvolvimento urbano e da disposição adequada de infraestrutura e serviços públicos. A evolução do quadro de deterioração da rede hidrográfica acompanhou o crescimento acelerado das cidades, fazendo com que as regiões ribeirinhas, antes valorizadas, passassem a assumir uma desvalorização crescente, transformando aquelas áreas em vertedouros de esgotos sanitários, lixo urbano e local de moradia da população carente desassistida, que convive com elevados índices de doenças de veiculação hídrica (ZEILHOFER; MIRANDA, 2012).

Nas últimas décadas o agronegócio alcançou importância econômica significativa no Estado de Mato Grosso, com expansão também na BHC (capítulo 3). As taxas de desmatamento crescentes, inclusive na planície pantaneira ou próximo aos seus limites, antes considerados inapropriados para produção intensiva, indicam as fortes pressões deste modelo de homogeneização da paisagem sobre as áreas heterogêneas naturais do Cerrado e do Pantanal, ricas em biodiversidade e ainda em bom estado de conservação, cujos efeitos negativos foram relatados em vários capítulos deste livro.

Outra forma de ocupação e transformação do território na BHC está relacionada aos usos da água e às relações humanas com os

diferentes ambientes aquáticos (capítulos 12 e 13), remetendo a um conceito mais específico, o de território hidrossocial, que "socialmente, naturalmente e politicamente constituem espaços que são (re)criados através de interações entre as atividades humanas, o fluxo das águas, as tecnologias hidráulicas, os elementos biofísicos, as estruturas socioeconômicas, os arranjos legais e administrativos e as instituições político-culturais" (BOELENS et al., 2016).

Dentre estas atividades, destacam-se as hidrelétricas, que não só ocupam as terras inundadas para a formação do reservatório, como também estocam grandes volumes de água, comprometendo os fluxos naturais e a qualidade da água (capítulos 4 e 5) e aumentando os conflitos com outros usos da água, incluindo a pesca que, via de regra, penalizam os grupos mais desorganizados e com menor influência política, que dependem dessa atividade. Terra e água se tornam um território [hidrossocial] quando um grupo particular se apropria destes recursos, restringindo o acesso ou o uso por outras segmentos, sendo essencial entender que água e terra não podem ser dicotomizadas, assim como a natureza e a sociedade ou o sujeito e o espaço (SOBREIRO FILHO et al., 2016), como ocorre na separação das nossas políticas nacionais de meio ambiente e de recursos hídricos.

O barramento de rios para a construção de reservatórios ou de desvios da maior parte da vazão destinados à geração de energia hidrelétrica provoca uma séria de impactos sociais, econômicos e ambientais, positivos e negativos, bem documentados na literatura científica, razão pela qual tem havido fortes polêmicas durante a construção e enchimento do reservatório do Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM Manso; FIGUEIREDO, 2009), com o barramento do

principal afluente do Rio Cuiabá, o Rio Manso, como reportado nos capítulos 4 e 5, que persistem até hoje.

O APM Manso é o maior reservatório hidrelétrico em área inundada de Mato Grosso (450 km^2), sendo um empreendimento emblemático, cujo estudo de impacto ambiental foi um dos primeiros de hidrelétricas desenvolvidos no Brasil, após a aprovação da Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) nº 001 de 1986 (BRASIL, 1986), que estabelece os critérios para o licenciamento ambiental. Apesar de alguns fatores positivos advindos da construção dessa hidrelétrica, como a redução das áreas inundadas nas zonas urbanas, mencionado no capítulo 4, a produção de energia e o lazer (apesar deste último ter, de maneira general, custo elevado), vários problemas sociais e ambientais têm sido denunciados até os dias de hoje por populações ribeirinhas e pescadores de jusante, após o enchimento do reservatório, em relação ao declínio das populações de peixes e alteração do regime de vazões naturais, como destacados no capítulo 01 e por Loris (2013).

Além do APM Manso, outras oito hidrelétricas já estão em operação na BHC, sendo apenas uma Usina Hidrelétrica (UHE) (>30 MW) e as demais Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs). Além disso, 16 PCHs ainda estão previstas para a bacia, sendo seis dessas para o trecho do Rio Cuiabá entre Rosário Oeste, a jusante, entre a foz do Rio Manso e o início das áreas urbanas de Cuiabá e Várzea Grande. As PCHs são caracterizadas quanto ao potencial de geração de energia elétrica (<30MW e >5 MW) e área inundada do reservatório (<13 km^2), sendo que acima desses limites são designadas como usinas hidrelétricas (UHE) (BRASIL, 2015). Estudos recentes demonstram que nem sempre os impactos negativos desses empreendimentos são

pequenos ou insignificantes, especialmente quando construídos em cascata, como está previsto para o Rio Cuiabá e como ocorreu no Rio Jauru-MT, afluente do Rio Paraguai, onde seis hidrelétricas (1 UHE e 5 PCHs) estão em operação em 45 km do rio. Os efeitos deletérios ao ecossistema aquático, à hidrologia e à atividade de pesca, entre outros impactos, são inegáveis em sistemas em cascata, como já reportado em alguns estudos na Região Hidrográfica do Paraguai (RH Paraguai) e outras regiões do Brasil e do mundo (GIRARD, 2002; CALHEIROS et al. 2009; 2012; 2018; DEITCH et al., 2013; FANTIN-CRUZ et al., 2015a, 2015b; MBAKA; MWANIKI, 2015; CRUZ, 2018; SILVA et al., 2018-no prelo; SANTOS et al. 2018).

Um dos instrumentos de ordenamento do uso de recursos hídricos, incluindo demanda por parte de hidrelétricas, é o Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai (PRH Paraguai), recentemente elaborado e aprovado através da Resolução CNRH nº 196/2018), examinado no capítulo 12, que representa um grande avanço no ordenamento dessa e de outras atividades na área da BHC. Esse Plano propõe, por exemplo, a efetivação de Áreas de Restrição de Uso para a conservação dos recursos hídricos, que dentre outros efeitos, deverá restringir o barramento de rios para a geração de energia elétrica, considerando as 135 hidrelétricas ainda previstas para essa região hidrográfica, além das 45 já em operação. O PRH Paraguai identificou os empreendimentos hidrelétricos, atuais e previstos, como uma das possíveis ameaças ao sistema natural do Pantanal e à garantia dos usos múltiplos e à pesca praticados na região, a exemplo do que ocorreu no Rio Jauru, como citado anteriormente. Isso resultou no comprometimento da ANA, por meio de uma Resolução (BRASIL, 2018a), que suspendeu as concessões de outorgas para empreendimentos hidrelétricos em rios federais da RH Paraguai até maio de 2020, incluindo as previstas para

o Rio Cuiabá. Essa data refere-se à finalização dos estudos científicos complementares ao PRH Paraguai, que vem sendo desenvolvidos para avaliar o impacto cumulativo e sinérgico das hidrelétricas existentes e previstas. Esses estudos, que estão sendo efetuados por pesquisadores brasileiros de várias instituições de ensino e pesquisa, a maioria de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, abordam questões sobre alterações na quantidade e qualidade de água, regime hídrico, estudos sobre reprodução, biologia e a ecologia dos peixes, incluindo ovos e larvas (ictioplâncton), pesquisas sobre questões socioeconômicas relacionadas à pesca profissional-artesanal, à pesca turística e à geração de energia na bacia. Os resultados desses estudos, coordenados pela Embrapa Pantanal e ANA, alimentarão um programa estatístico de tomada de decisões, dando assim, maior objetividade ao processo de decisão.

Neste ínterim, o Comitê Nacional de Zonas Úmidas - CNZU, que responde pela Convenção Ramsar no Brasil, emitiu em 22 de janeiro de 2018 quatro Recomendações importantes para a conservação deste Bioma (Recomendações CNZU nº 09, 10, 11, e 12 – esta ainda não publicada; BRASIL, 2018b). Particularmente a Recomendação CNZU nº 10/2018 que: "Dispõe sobre a conservação das sub bacias livres de barragens ainda restantes na Bacia do Alto Paraguai e do Rio Paraguai em seu Tramo Norte" e determina que as poucas sub bacias ainda restantes como livres de barragens na RH Paraguai, permaneçam sem obras de geração hidroelétrica. Na RH Paraguai em Mato Grosso, restaram livres de barramento apenas as sub bacias dos rios Sepotuba, Cabaçal, Alto Paraguai, Cuiabazinho, Cuiabá, Aricá-Mirim, Mutum e Vermelho, sendo que os principais tributários como os rios Manso, Taquari, São Lourenço, Itiquira, Jauru e Correntes já foram barrados com grandes reservatórios e/ou vários reservatórios em cascata (CALHEIROS et al., 2018). Para os rios já barrados, Postel e Richter (2003) e Collischonn

et al. (2005) recomendam a avaliação e implementação do denominado Hidrograma Ecológico, o qual as hidrelétricas devem respeitar a dinâmica sazonal de vazões, reproduzindo o máximo possível o pulso de inundação natural anual dos rios que formam o Pantanal, não mais adotando vazões de referência ou mínimas estanques ao longo do ano, com base somente em aspectos técnicos e dados históricos anteriores aos barramentos, mas contando também com a participação social na definição do hidrograma e no seu monitoramento.

Como mencionado acima, a presença de hidrelétricas nos rios da RH Paraguai, inclusive na BHC, coloca em risco uma das principais atividades econômicas da região, a pesca, que é garantia de segurança e soberania alimentar para uma parcela expressiva da população, pelo acesso direto a uma fonte de proteína de alta qualidade, tendo relação com a qualidade de vida, os modos de vida e as expressões da cultura regional. A pesca profissional-artesanal e o turismo de pesca são atividades econômicas de elevada importância social e econômica em todo o Pantanal, incluindo a área de influência do Rio Cuiabá na porção média e baixa de sua bacia, principalmente para a geração de emprego e renda para as populações tradicionais pantaneiras, pescadoras e ribeirinhas (CALHEIROS et al. 2018; FERRAZ 2011), como abordado com diversos enfoques nos capítulos 1, 10 e 15.

Além do turismo de pesca, os rios da BHC são destinados a outros tipos de atividades turísticas ligadas aos corpos d´água que merecem atenção, citados brevemente nos capítulos 5 e 15, e que podem ser genericamente denominadas de hidroturismo. Esse termo pode ser aplicado quando o atrativo principal é algum corpo d´água, cujos usos podem ser para banho, recreação, lazer, navegação para passeio ou apreciação paisagística, além da pesca como citado anteriormente.

Todos esses usos ocorrem na BHC, especialmente na parte alta, nos municípios de Chapada dos Guimarães e Nobres, e na parte baixa, no Pantanal, nos municípios de Santo Antônio de Leverger, Poconé e Barão de Melgaço. Nessas localidades o turismo apresenta-se melhor estruturado quanto aos serviços de apoio, contando uma complexa rede de hotéis, barcos-hotéis, pousadas, agências e guias de turismo, comércio de iscas e petrechos de pesca etc.

Rabelo et al. (2017) constataram que as pousadas ao longo da Rodovia Transpantaneira em Poconé recebem, em sua maioria, turistas estrangeiros, sendo que além desse grupo de interesse (*stakeholders*), os autores identificaram mais seis grupos ligados ao turismo no Pantanal de Poconé, quais sejam: pousadeiros, turistas brasileiros, guias de turismo, moradores locais, pescadores profissionais e agentes do órgão ambiental estadual. Os autores apontam que o pulso de inundação, ou seja, o ciclo anual de cheias e secas no Pantanal, exerce forte influência sobre o aproveitamento turístico do Pantanal de Poconé, região sujeita, em sua maior parte, à inundação dos rios Cuiabá e Bento Gomes. O pulso rege o ciclo de vida e a reprodução de diversas espécies animais que são os principais atrativos aos turistas. Nessa mesma temática, Fachim (2002) desenvolveu um trabalho de identificação e caracterização dos *stakeholders* da Estrada Parque Transpantaneira, no intuito de fomentar a elaboração do Plano de Manejo Participativo desta unidade de conservação Estadual, sendo que o turismo foi uma entre as vinte e duas categorias de *stakeholders* identificados pela autora.

Em entrevista com a população local e seus líderes, Ioris (2013) observou um crescimento descontrolado do turismo no Pantanal e ao longo dos rios da BHC, sendo tolerado e estimulado pelo governo do Estado. Por exemplo, um dos líderes políticos de Barão de

Melgaço, expressou a sua frustração com a construção de uma estrada pavimentada para o seu município, que proporcionou fácil acesso aos pescadores desportivos (culpados por degradação ambiental e por praticamente não gerar rendimento local), sem o necessário controle por parte das autoridades ambientais.

Os diferentes *stakeholders* relacionados ao turismo no território hidrossocial da BHC são parte de grupos sociais maiores identificados por Silva e Sato (2010), sendo que os que possuem relações com os rios ou lagos (naturais ou artificiais) nos municípios da BHC, mapeados e caracterizados pelas autoras, foram os seguintes: i) *Atingidos por Barragens* (MAB), situados na região do APM Manso, cujas identidades construídas se entrelaçam com a perda identitária, num fenômeno paradoxal de reconstrução de sentidos; ii) *Canoeiros* às margens dos rios, principalmente no Pantanal, que fabricam barcos e têm profundo conhecimento etnomatemático para a construção de barcos, sendo também considerados ribeirinhos; iii) *Isqueiros* são vendedores de iscas para pesca (minhocas e pequenos peixes) em quase todo o trecho pantaneiro com atração turística ou de pesca de finais de semana; iv) *Mimoseanos* membros da comunidade denominada Mimoso, localizada na área de inundação do Rio Cuiabá, às margens da baia de Chacororé, em Santo Antonio de Leverger, com forte identidade no Pantanal e com influência da vida de Marechal Rondon, terra onde ele nasceu e cresceu; v) *Pantaneiro* é um nome genérico das comunidades do Pantanal, com diversas expressões culturais e identitárias; vi) *Pescadores Artesanais* comumente associados à porções com rios, com associações e variadas identidades; vii) *Piloteiros* são membros das comunidades ribeirinhas do Pantanal, que articulam sua sobrevivência junto com as pousadas e barcos-hotéis, servindo como guias turísticos nos passeios de barco; viii) *Ribeirinhos* é um nome genérico das populações que

vivem às margens dos rios em todo o Estado, em especial no Pantanal e no Cerrado.

Todos estes *stakeholders* podem ainda ser considerados como *Povos* e *Comunidades Tradicionais*, abordados nos capítulos 1, 2, 10 e 15, que são conceituados como:

> Grupos culturalmente diferenciados e que se reconhecem como tais, que possuem formas próprias de organização social, que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas gerados e transmitidos pela tradição (Decreto nº 6.040 de 2007; BRASIL, 2007).

Na BHC, a primeira pesquisa com comunidades tradicionais foi desenvolvida por Da Silva (1990), no entorno de baias da área de inundação do Rio Cuiabá em Barão de Melgaço, onde demonstrou a correlação interdisciplinar entre ecologia e antropologia, estudando os modos como essas comunidades interagem com os ecossistemas aquáticos, terrestres e inundáveis e com o pulso de inundação anual. Silva e Sato (2010) ressaltam a importância do mapeamento e identificação desses grupos sociais, visando detalhar os habitats e seus habitantes, seus territórios e identidades, construindo alternativas que possam minimizar os impactos e conflitos socioambientais, uma vez que:

> Não se pode mais olvidar o protagonismo destes inúmeros grupos e movimentos que se fortalecem na luta pelo reconhecimento de suas identidades, seus territórios e seus direitos coletivos, porque só assim é possível assegurar a visão de que esses bens são da humanidade e não passíveis de apropriação privada (...). A sobrevivência desses sujeitos sociais está intimamente ligada, em primeiro

> lugar, ao direito de permanecer em seus territórios, aliado às condições de inclusão que lhes assegurem ter, minimamente, uma vida digna (SILVA; SATO, 2010).

O rio como referência e a integração dos capítulos

Visando construir as complexas interfaces socioambientais da BHC, adotou-se o rio como referência na integração das diversas áreas do conhecimento tratadas nos 15 capítulos deste livro, considerando que são os rios da bacia que dão forma ao seu território e que o elemento água está relacionado a todas essas áreas, direta ou indiretamente. Essas conexões levam os rios a refletirem, em maior ou menor grau, todas as condições naturais e antrópicas de sua bacia de drenagem, uma vez que:

> Os rios podem ser vistos como artérias dos ecossistemas que compõe a sua bacia de drenagem [...]. O rio recebe tudo que é drenado de sua bacia hidrográfica, seja de forma pontual ou difusa, de origem natural ou antrópica, transforma os materiais [...] física, química e biologicamente, transfere trecho a trecho o que recebeu a montante e transformou, bem como o que manteve inalterado, para, a jusante, oportunizar a continuidade das transformações possíveis, até um certo limite (SCHWARZBOLD, 2000).

Em grande escala, as primeiras macro relações percebidas ocorrem entre os rios, ecossistemas aquáticos, com a terra, ecossistemas terrestres. A cobertura vegetal e sua distribuição espacial afetam diretamente os elementos do ciclo hídrico, como evapotranspiração, infiltração, escoamento e produção e transporte de sedimentos

e componentes químicos, como citado no capítulo 3. Isso ficou demonstrado nas alterações da qualidade da água dos rios, causadas pela supressão da vegetação nativa na BHC para ocupação agropecuária e urbana. A retirada da vegetação, sem a devida conservação do solo, aumenta a erosão dos solos e das margens dos rios e, por conseguinte, o transporte de materiais da bacia de drenagem pelo escoamento da água, que chegam de forma difusa aos rios, transferindo do ecossistema terrestre para o ecossistema aquático sedimento (areia, silte, argila), restos vegetais e resíduos líquidos e sólidos de atividades humanas (compostos químicos), alterando assim a qualidade da água, como detalhado nos capítulos 5 e 6, e causando o assoreamento do leito dos rios, onde parte desse sedimento se deposita.

Os corpos d´água mais degradados da BHC são os córregos situados em áreas urbanas, especificamente de Cuiabá, como demonstrado no capítulo 6, onde foi avaliada a qualidade da água, na nascente e na foz, de cinco córregos que drenam essa área. Os resultados demonstraram não só a deterioração da qualidade e a violação dos padrões da legislação, como também contaminação da água por metais pesados, ambos resultantes do uso desses córregos para a diluição direta, indireta e difusa dos efluentes urbanos. No Rio Cuiabá, o trecho mais degradado quanto à qualidade da água é o da área urbana de Cuiabá-Várzea Grande, situação que vem ocorrendo há mais de 22 anos, tendo as mesmas causas principais (efluentes urbanos-domésticos e desmatamento) e gerando os mesmos conflitos de usos da água e danos ambientais, econômicos e sociais deste então, como demonstrado no capítulo 5. Essa escala temporal indica as falhas de gestão e das poucas ações adotadas até então para a reversão desse quadro, que perdura há anos e vem aumentando espacialmente e em termos de piora da qualidade da água (indicado pelo Índice de Qualidade

da Água-IQA, capítulo 5), conforme aumenta a população e a área urbana desses municípios. A ampliação das redes de coleta e tratamento do esgoto doméstico e de manejo das águas pluviais tem sido tímidas e insuficientes para atender as demandas crescentes (capítulo 13).

Atualmente, um dos projetos que merece destaque neste sentido é o Água para o Futuro, uma iniciativa do Ministério Público do Estado de Mato Grosso, executado em conjunto com o Instituto Ação Verde e a Universidade Federal de Mato Grosso, nesse caso por uma equipe interdisciplinar de vários institutos e departamentos da instituição. "O projeto busca, prioritariamente, garantir a segurança hídrica de Cuiabá e o abastecimento de água potável, por meio da identificação, preservação e recuperação das nascentes". Foram identificadas e mapeadas até o momento cerca de 188 nascentes localizadas na área urbana de Cuiabá (ÁGUA PARA O FUTURO, 2018), sendo que a maioria encontra-se em avançado estado de degradação, cujas principais causas são a remoção da vegetação das áreas de proteção permanente (APPs) e o lançamento de esgoto e todo tipo de resíduos sólidos (FIDELIS, 2018). Uma das ações imediatas do MP tem sido a expedição de notificações, multas e Termos de Ajustamento de Conduta, aplicados aos responsáveis e proprietários das áreas onde se localizam essas nascentes urbanas, e a execução de projetos de recuperação ambiental de algumas nascentes.

A remoção da vegetação natural da BHC é um processo histórico, que tem relação com o contexto socioeconômico e com o modelo de desenvolvimento, como demonstrado no capítulo 3, tanto na área urbana quanto rural. Nesse capítulo foram detalhados os padrões de ocupação, o crescimento populacional e as taxas de desmatamento para plantio das principais culturas agrícolas e pastagens na bacia.

Dentre as ocupações na BHC, convém mencionar os bairros urbanos e comunidades rurais em áreas de risco de inundação, situadas nos municípios de Rosário Oeste, Acorizal, Nobres, Cuiabá, Várzea Grande, Santo Antônio de Leverger e Barão de Melgaço. Os efeitos positivos do barramento do APM Manso no amortecimento das cheias extremas e na minimização dos prejuízos das enchentes sobre essas comunidades foram destacados no capítulo 4. Para tanto, o autor menciona que a Defesa Civil do Estado de Mato Grosso estipulou níveis limnimétricos de referência e a criação de sistemas de alertas nestes municípios, resultando na recente criação da Sala de Situação, na qual participam várias instituições que atuam na gestão dos recursos no Estado, como ressaltado no capítulo 12. Historicamente, parte da ocupação de Cuiabá ocorreu em várzeas de inundação marginal do Rio Cuiabá, a exemplo dos bairros Grande Terceiro e Praeirinho, cujas áreas foram drenadas previamente, resultando na redução das áreas de inundação lateral do rio, que naturalmente amorteciam as cheias. Com isso, outros mecanismos de amortecimento das cheias foram construídos, como o APM Manso, idealizado após a grande enchente de 1974. Essa ocupação e transformação do território da BHC remetem ao conceito de território hidrossocial, onde o fluxo da água através da paisagem, as tecnologias e as cidades, conectam e transformam os lugares, os espaços e as pessoas (BOELENS et al., 2016).

A ocupação da BHC implica, quase sempre, na supressão da vegetação terrestre e na perda da biodiversidade da fauna e da flora, como destacado no capítulo 11 para os anfíbios e répteis da BHC. Os autores do capítulo identificaram 64 espécies de anfíbios e 154 espécies de répteis, sendo oito endêmicas e duas ameaçadas de extinção. Além da perda de habitats por desmatamento, a utilização ilegal (caça, tráfico,

emprego cultural como animais domésticos, etc.) também tem reduzido sensivelmente as populações silvestres.

O contexto socioeconômico da BHC tem favorecido o crescimento contínuo da população, que demanda mais espaço urbano e rural (capítulo 3), bem como água para consumo de diversas formas, como indicado pelas outorgas concedidas para a bacia (capítulo 12), gerando, por conseguinte, maior quantidade de esgoto doméstico, que aliado às falhas na estrutura e serviços de saneamento (capítulo 13), representa um importante fator de alteração da qualidade da água, juntamente com o desmatamento. A maioria da água captada para abastecimento público dos municípios da BHC provém de fontes superficiais, ou seja, rios e lagos (capítulo 13). Os mesmos rios que recebem esgoto não tratado e outros resíduos das áreas urbanas de forma difusa ou pela rede pluvial, também são fonte de abastecimento de água, como no caso dos rios Cuiabá e Coxipó. No capítulo 13 é mencionado que, com exceção de Cuiabá, com 52,3% e 29,7% de cobertura de rede coletora e tratamento de esgoto, respectivamente, seguida pelo município de Várzea Grande com 14% coletado e 6% tratado, as demais sedes urbanas da BHC não dispõem de prestação do serviço de esgotamento sanitário, de maneira que a disposição desses efluentes não coletados se dá por soluções individuais, fossas sépticas e sumidouros, fossas negras ou rudimentares, escoamento a céu aberto ou diretamente num corpo d´água. Essa desigualdade de acesso ao saneamento nos municípios da bacia e a taxa relativamente alta de esgoto não tratado lançado nos corpos d´água, revelam a falta de comprometimento político com o saneamento e a perversidade de seus efeitos negativos sobre os rios da BHC, restringindo outros importantes usos da água e colocando em risco a saúde da população, como destacado abaixo:

> A água limpa e o adequado saneamento [...] não podem ser fornecidos em termos de mercado, mas exigir uma resposta pública ou socializada, como, por exemplo, apoio estrutural ou orientado, uma maior solidariedade e uma política insistente de igualdade socioecológica (SWYNGEDOUW, 2012).

A supressão da vegetação nativa e a deterioração da qualidade da água dos rios da BHC, incluindo as respostas dos microrganismos e seus efeitos negativos, foram tratados em quase todos os capítulos, sendo questões que afetam diretamente a população da bacia, especialmente as comunidades ribeirinhas que vivem nas margens do Rio Cuiabá e o utilizam diretamente como fonte de água.

O capítulo 15 relata o desenvolvimento de um trabalho de educação ambiental com uma comunidade ribeirinha tradicional (Bonsucesso), tendo como foco o Rio Cuiabá, a jusante da área urbana. As autoras realizaram dinâmicas educativas em uma escola, envolvendo tanto alunos quanto outros moradores da comunidade, onde foram identificados que os principais problemas socioambientais que os afetam estão relacionados ao Rio Cuiabá. As autoras destacam que, entre os problemas mencionados, a deterioração da qualidade água é uma questão ligada a políticas públicas de interesse de toda a sociedade, demonstrando a interface com os capítulos 5, 6 e 13. Além disso, a comunidade identificou que o destino adequado dos resíduos sólidos é um dos principais problemas locais, que demanda ações do poder público, e que podem contribuir para resolver os problemas relacionados à pesca predatória.

O processo de ocupação da bacia ao longo dos anos também tem alterado os modos de vida e o conhecimento das populações tradicionais

construídos por gerações, forçando-as a migrarem para o modelo predominante ou tentarem se adaptar a este modelo com as habilidades que possuem. No capítulo 15 é mencionado que em Bonsucesso essa situação se concretiza com a implantação da gastronomia regional, desenvolvida nas peixarias, e pelo reconhecimento do artesanato local, na produção de rapadura e outros produtos artesanais, além das atividades culturais de música e dança como atrativo turístico para a geração de emprego e renda.

No capítulo 2 é abordado o uso de plantas nativas, tanto por essas comunidades tradicionais quanto pela população em geral residente na bacia, sendo que, das 118 espécies de plantas citadas, 36% ocorrem nas matas ciliares. Os usos são os mais variados: medicinal, madeireiro, ornamental, alimentício, como isca para pesca, melífero, como lenha, artesanal e místico. Os autores do capítulo destacam que o conhecimento tradicional e mesmo contemporâneo das pessoas que vivem e conhecem a diversificação dos ambientes e dos usos das plantas nos biomas Cerrado e Pantanal, é importante para a conservação da biodiversidade e para auxiliar em pesquisas nas diversas áreas da ciência, inclusive nas políticas públicas de conservação. Considerando o histórico de uso e ocupação na bacia, mencionado no capítulo 3, constata-se que a utilização das plantas pela população encontra-se ameaçada, uma vez que são plantas da flora nativa. Esses usos são parte do modo de vida das pessoas e a supressão da vegetação restringe o acesso ou extingue espécies vegetais importantes.

A maior parte das comunidades tradicionais da BHC está situada nas margens do Rio Cuiabá (ribeirinhos), onde a pesca é uma das principais atividades econômicas, uma vez que 50% do pescado de Mato Grosso provem do Rio Cuiabá, conforme as autoras do

capítulo 1. As relações entre a pesca e a planície de inundação do Pantanal ocorre tanto entre os pescadores, que buscam na planície locais de pesca, quanto entre as espécies de peixes migratórias, que se deslocam entre as partes alta e média até a planície para realizar o ciclo reprodutivo, e as não migratórias que ali vivem, como destacado no capítulo 10, que enfatizou a importância da conectividade dos habitats para a manutenção das populações pesqueiras e a atividade reprodutiva das espécies de interesse econômico, que são fonte de renda para os pescadores e de alimento para esses e para população das bacia e do Estado, que compra e consome o pescado.

A produção pesqueira depende dos estoques das populações de peixes, que por sua vez, dependem, entre outros fatores, da disponibilidade de alimento nos ecossistemas aquáticos. Os peixes se alimentam de vários itens, mas a base da cadeia alimentar depende do fitoplâncton (produtores primários), dos invertebrados planctônicos (zooplâncton) e bentônicos e das bactérias metanotróficas (CALHEIROS, 2003). O zooplâncton é o principal item alimentar do ictioplâncton e de peixes menores, que por sua vez, se alimentam principalmente do fitoplâncton, sendo essas duas comunidades tratadas em detalhe no capítulo 8. Nesse capítulo, as autoras destacam a importância da coleção ficológica do herbário da UFMT, como repositório da diversidade de algas, e mencionam que o conhecimento sobre a distribuição do fitoplâncton (microalgas e cianobactérias) e do zooplâncton ainda é escasso na BHC, sendo que estes devem incluir abordagens tanto taxonômicas quanto ecológicas, para que sirvam não só para a ampliação do conhecimento científico como também de subsídio às ações de conservação da biodiversidade e de manejo dos ecossistemas aquáticos.

A diversidade, a riqueza e a densidade de espécies planctônicas, bem como de bactérias e de cianobactérias (capítulos 7 e 8), encontradas nos diferentes ambientes aquáticos da BHC, refletem a qualidade da água dos rios, que por sua vez é resultante das condições naturais e antrópicas. A sazonalidade anual do volume de água dos rios da BHC (pulso de inundação) e a elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica (devido ao uso da água para a diluição de efluentes) são os principais fatores decorrentes dos aspectos naturais e antrópicos, respectivamente, que influenciam nas variações e alterações da composição e da estrutura dessas comunidades, bem como de seus habitats. Vale destacar a variabilidade genética das bactérias no Rio Cuiabá, enfatizada no capítulo 7, e a importância de algumas espécies como indicadoras da qualidade da água e dos riscos que representam à saúde humana, como também citado para as *Escherichia coli* no capítulo 5 e para as cianobactérias no capítulo 8. A variabilidade genotípica e fenotípica, detectadas por meio de avançadas técnicas de laboratório, indicou a influência da sazonalidade de chuvas e do aporte de sedimento e efluentes sobre as populações de bactérias (capítulo 7).

Com relação à comunidade de invertebrados bentônicos, importante item alimentar na dieta de várias espécies de peixes, o capítulo 9 destacou a importância desses organismos nos ecossistemas aquáticos da BHC, enfatizando o uso como bioindicadores da qualidade ambiental e como sentinelas e os riscos das espécies invasoras. A distribuição e a riqueza das espécies na BHC refletem a diversidade dos habitats e a importância da sua conservação para a ocorrência dessas espécies e, por conseguinte, para a manutenção do equilíbrio das cadeias alimentares aquáticas e da integridade dos ecossistemas aquáticos.

A conservação dos processos ecológicos que garantem o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e a oferta de serviços ambientais à população integram os objetivos do planejamento e da gestão dos recursos hídricos, que inclui ainda a garantia dos usos múltiplos da água. Essa garantia só é possível se os ecossistemas aquáticos estiverem saudáveis e íntegros. Com isso, a elaboração e a efetiva implementação dos instrumentos, estabelecidos nas Políticas Nacional e Estadual de Recursos Hídricos, são fundamentais para a gestão das águas, como destacado no capitulo 12, que apontou os avanços, os obstáculos e as lacunas desta gestão na BHC e a importância de sua inclusão como prioridade nas agendas políticas.

Os capítulos que compuseram o tema Biodiversidade destacaram, além dos serviços ambientais, a importância dos estudos relacionados à flora e fauna, aquáticos e terrestres, para subsidiar as políticas de conservação na BHC. Nesse sentido, o capítulo sobre qualidade da água (5) enfatizou a importância fundamental das unidades de conservação, Parque Nacional de Chapada dos Guimarães (33.000 ha) e da Área de Proteção Ambiental de Chapada dos Guimarães (251.848 ha), para a manutenção e conservação da qualidade da água da Bacia do Rio Coxipó (BCX). Mas é no capítulo 14 que essa questão foi aprofundada, com ênfase à Reserva da Biosfera no Pantanal Mato-grossense, que abrange parte da porção baixa da BHC, e as conexões entre essa Reserva e as demais unidades de conservação da região.

Estas unidades de conservação na BCX, somadas a APA das Cabeceiras do Cuiabá (473.411 ha), APA do Rio da Casca (39.250 ha) e a ESEC do Rio da Casca (3.534 ha), perfazem um total de 1.154.293 ha de áreas protegidas nas partes alta e média da BHC (ISA, 2018). Contudo, as ameaças à conservação da área de recarga dos aquíferos que

alimentam o nível basal do rio Cuiabá, principal fonte de abastecimento de água na região metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande, com cerca de 800 mil habitantes, são recorrentes, em especial pela tentativa recente de se ampliar a possibilidade de desmatamento na APA das Cabeceiras do Cuiabá. O Ministério Público Federal em Mato Grosso (MPF/MT) ajuizou, em julho/2018, uma Ação Civil Pública com pedido de tutela de urgência contra o Estado de Mato Grosso para que este se abstenha de conceder qualquer autorização para desmate dentro da área desta unidade de conservação (MÍDIA NEWS, 2018).

Cabe ressaltar uma vez mais que o Pantanal é a maior área úmida contínua do mundo, um ambiente peculiar e único, declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal, Patrimônio Natural da Humanidade e Reserva da Biosfera pela Unesco (2000), tendo ainda quatro Sítios Ramsar (Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, Reserva Particular do Patrimônio Natural – SESC Pantanal, Estação Ecológica Taiamã e Fazenda Rio Negro), uma vez que o país é signatário da Convenção Ramsar de Conservação de Áreas Úmidas de Interesse Internacional. Com relação às áreas úmidas, vale destacar que:

> Mundialmente, as áreas úmidas (AUs) pertencem aos ecossistemas mais afetados e ameaçados de destruição pelo homem. Por isso, vários tratados internacionais exigem o estabelecimento de inventários e medidas para a sua proteção [...]. Em 1993, o Brasil assinou a Convenção de RAMSAR [...], que pressupõe uma política nacional para a gestão inteligente (*wise management*) e proteção das AUs e sua biodiversidade [...]. Áreas Úmidas são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas

> e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica" (CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2015).

Com isso, o Pantanal revela grande importância social e ambiental tanto local, quanto nacional e internacionalmente, como ressaltado no capítulo 14. Os autores desse capítulo destacam que o Rio Cuiabá é um importante tributário da planície pantaneira, de modo que a preservação de suas cabeceiras e de seu hidrograma natural, embora já alterado pelo reservatório de Manso, assegura a manutenção do pulso de inundação e dos serviços ecossistêmicos em toda a bacia, sendo que todos esses serviços foram, de uma forma ou de outra, apontados em todos os capítulos deste livro.

Calheiros et al. (2012) destacam os serviços ecossistêmicos oferecidos pelo bioma Pantanal, em especial produção pesqueira, oferta de água em quantidade e qualidade, regulação climática e hidrológica, habitat e refúgio para a biodiversidade, a própria biodiversidade, polinização, madeira, fibras, fármacos, alimentos da flora e fauna entre outros. Mencionam que os denominados Serviços Ecossistêmicos são "os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas" ou, em uma definição mais detalhada, "os benefícios quantitativos ou qualitativos do funcionamento do ecossistema para o ambiente como um todo, incluindo os produtos, serviços e outros benefícios que os seres humanos recebem dos ecossistemas naturais, regulados ou de outra forma perturbados". Os benefícios são frequentemente separados em "serviços de suporte" (por exemplo, formação do solo, ciclos biogeoquímicos, produção, habitat ou refúgio e biodiversidade), "serviços reguladores" (por exemplo, regulação da qualidade da água, clima, inundações, seca, degradação e erosão da terra, e processos biológicos como polinização, pragas e doenças), "serviços de provisão" (alimentos diretos ou indiretos para o homem, água doce, madeira,

fibras e combustível) e "serviços culturais" (por exemplo, estética, espiritual, educacional, recreativa e outros benefícios não-materiais) (MEA, 2005, THORP et al., 2010, PALMER; RICHARDSON, 2009).

Os serviços ecossistêmicos ocorrem, basicamente, com a utilização dos recursos energéticos e materiais no processo produtivo, porém, a acumulação dos efeitos prejudiciais da poluição no ambiente, mostram o "grau de importância da influência da atividade econômica de uma geração sobre a atividade econômica das gerações futuras, ou seja, não há mágica, crescimento da produção exige mais energia e materiais do ambiente e libera mais resíduos na outra ponta" (VEIGA, 2015).

Considerações finais

Os problemas relacionados ao uso e conservação dos recursos naturais na Bacia do Rio Cuiabá são consequência direta de um modelo econômico excludente de produção agrícola e industrial, implantado no contexto de desenvolvimento regional e nacional, bem como do padrão de ocupação das áreas urbanas. A incorporação da gestão ambiental e de recursos hídricos no processo de crescimento econômico, juntamente com uma progressiva "comodificação" do ambiente, resultou em complexas contradições sociais e ambientais, particularmente em uma crescente assimetria entre benefícios econômicos, e em impactos decorrentes da degradação socionatural.

Apesar do discurso oficial e legal de sustentabilidade ambiental, a implementação de leis, a exemplo da Política de Recursos Hídricos, tem produzido contradições, haja vista que a racionalidade econômica continua garantindo o avanço de forças de mercado dissociadas

das necessidades da maioria da população da bacia. A conclusão fundamental é que os problemas ambientais na BHC, assim como em Mato Grosso e no Brasil, são resultados de processos discriminatórios na relação entre sociedade e natureza decorrentes da contradição entre relações e condições de produção e ocupação. A abordagem proposta nos últimos tempos na legislação e em política públicas, como detalhado principalmente nos capítulos 1 para a pesca, 12 para os recursos hídricos e 13 para o saneamento, apenas reforça tendências do desenvolvimento que beneficiaram e continuam a beneficiar uma pequena minoria da população, em detrimento da qualidade de vida, da segurança e da soberania alimentar e hídrica da ampla maioria. Injustiça ambiental e práticas de gestão incompletas continuam a ser a características marcantes das ações na bacia. Segundo uma perspectiva histórico-geográfica-ecológica, respostas efetivas aos problemas ambientais, em especial relacionados da água dependem do reconhecimento das responsabilidades pelos impactos socionaturais que se projetaram do passado para o presente.

Estes impactos socionaturais e os serviços ambientais foram tratados, direta ou indiretamente, em todos os capítulos deste livro em diferentes escalas temporal e espacial, nesse caso desde micro habitats até a área completa da bacia em macroescala. As principais correlações entre os ecossistemas aquático-terrestre-social, nas suas diferentes escalas espaciais, foram abordadas no presente capítulo, numa perspectiva integradora e interdisciplinar no âmbito da bacia, inserindo a dimensão temporal como resgate das relações de causa-efeito na transformação do território. Essa abordagem demonstra o quanto o conhecimento científico integrado entre as suas diversas áreas e com as questões sociopolíticas, são fundamentais para a visão socioecossistêmica da bacia hidrográfica, necessária para a solução

dos complexos conflitos e para o planejamento, gestão e governança ambiental, especialmente dos recursos hídricos, área enfatizada ao longo deste livro.

Os conceitos ecológicos de resiliência e a capacidade de suporte, ou seja, de determinação de um limite de uso dos recursos naturais e de manutenção dos serviços ecossistêmicos, para que não se avance para níveis irreversíveis de degradação, também devem ser adotados no planejamento e na gestão da bacia, como no caso da BHC, que se encontra num limiar cada vez mais restrito entre uso e conservação.

A abordagem ecossistêmica de recursos hídricos, portanto, que é intrínseca ao conceito de bacia hidrográfica e ao de território hidrossocial, deve ser a base da efetivação de políticas públicas, subsidiados por estudos científicos e pela participação da sociedade civil, incluindo seus povos e comunidades tradicionais.

Referências

DA SILVA, C.J. **Influência da variação do nível d'água sobre a estrutura e funcionamento de uma área alagável do Pantanal Mato-grossense (Pantanal de Barão de Melgaço, Município de Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço – MT).** 1990, 250 p. São Carlos, SP. (Tese) Universidade Federal de São Carlos. 1990.

SCHARZBOLD, A. O que é um rio? **Rev. Ciência e Ambiente**, Santa Maria, nº 21, 15-20 p. 2000.

GIRARD, P. **Efeito cumulativo das barragens no Pantanal: mobilização para conservação das áreas úmidas do Pantanal e Bacia do Araguaia. Campo Grande, MS**. Relatório. Instituto Centro Vida, 28 p. 2002.

FACHIM, E. **Bases para a Elaboração do Plano de Manejo Participativo de uma Unidade de Conservação Estadual: A Estrada Parque Transpantaneira, Poconé – Mato Grosso**. 78 fls. 2002. (Dissertação). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso. 2002

FIGUEIREDO, D. M. de. Padrões limnológicos e do fitoplâncton nas fases de enchimento e estabilização dos reservatórios do APM Manso e AHE Jauru (Estado de Mato Grosso). 2007. 285 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

PALMER, M.A.; RICHARDSON, D.C. **Provisioning Services**: A focus on fresh water. The Princeton Guide to Ecology, edited by. S.A. Levin. Princeton: Princeton University Press, 625-633, 2009.

THORP, J.H., FLOTEMERSCH, J.E., DELONG, M.D., CASPER, A.F., THOMS, M.C., BALLANTYNE, F., WILLIAMS, B.S., O'NEILL, B.J.; HAASE, C.S. Linking ecosystem services, rehabilitation, and river hydrogeomorphology. **Bioscience**, 60(1), 67-74. 2010.

SILVA, R.; SATO, M. Territórios e identidades: mapeamento dos grupos sociais do estado de Mato Grosso-Brasil. **Ambiente e Sociedade**, v. XIII, nº 2, 261-281 p. 2010.

FERRAZ, L. **Uso e manejo adaptativo dos recursos pesqueiros por comunidades tradicionais do rio Cuiabá, Pantanal –MT**. 119 fls. 2011. (Tese) Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos. 2011.

CALHEIROS, D.F.; OLIVEIRA, M.D.; PADOVANI, C.R. Hydro-ecological Processes and Anthropogenic Impacts on the Ecosystem Services of the Pantanal Wetland. In: Ioris, A.A.R. (Org.). **Tropical Wetland Management**: The South-American Pantanal and the International Experience. 1ed. Farnham: Ashgate Publishing Ltd. 2012. 74-82 p.

ZEILHOFER, P.; MIRANDA, C. S. Proposta de parcelamento e infraestrutura em bacias urbanas: estudo de caso - córrego do Moinho, Cuiabá, MT. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, São Paulo, nº 31, pp. 37 - 53, 2012.

IORIS, A.A.R. Rethinking Brazil's Pantanal Wetland: Beyond Narrow Development and Conservation Debates. **Journal of Environment and Development**, 22(3), 239-260. 2013.

ABRUCIO, F. L.; OLIVEIRA, V. E. **A boa governança dos recursos hídricos**: uma proposta de indicadores de implementação do sistema nacional de gerenciamento dos recursos hídricos – SINGREH. São Paulo: WWF BRASIL, 2013.

VEIGA, J.E. **Para entender o desenvolvimento sustentável.** São Paulo: Editora 34. 2015. 232 p.

MBAKA, J.G. AND MWANIKI, M.W. A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates, **Environmental Reviews**, 23, 3, 257-262. 2015.

_____. **Resolução Agência Nacional de Energia Elétrica nº 673**, de 4 de gosto de 2015. Estabelece os requisitos e procedimentos para a obtenção de outorga de autorização para exploração de aproveitamento de potencial hidráulico com características de Pequena Central Hidrelétrica – PCH. 14p.2015.

FANTIN-CRUZ, I.; PEDROLLO, O.; GIRARD, P.; ZEILHOFER, P.; HAMILTON, S. K. Effects of a diversion hydropower facility on the hydrological regime of the Correntes River, a tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. **Journal of Hydrology**, 531. 2015. 810–820. 2015a.

FANTIN-CRUZ, I; PEDROLLO, G.; ZEILHOFER, PETER; HAMILTON, S.K. Changes in river water quality caused by a diversion hydropower dam bordering the Pantanal floodplain. **Hydrobiologia**, v. 768, p. 223-238, 2015b.

BOELENS, R.; HOOGESTEGER, J.; SWYNGEDOUW, E.; VOS, J.; WESTER, P. Hydrossocial territories: a political ecology perspective. **Water International**, vol. 41, nº 1, 1-14, 2016.

CALHEIROS, D.F. **Influência do pulso de inundação na composição isotópica ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) das fontes primárias de energia na planície de inundação do rio Paraguai (Pantanal-MS).** 2003. CENA/ Universidade de São Paulo: Piracicaba-SP. PhD Thesis. Disponível em: http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/64/64132/tde-06122004-091252/pt-br.php. Acesso em: 14 de agosto de 2018.

CALHEIROS, D.F., ARNDT, E., RODRIGUEZ, E.O.; SILVA, M.C.A. **Influências de usinas hidrelétricas no funcionamento hidro-ecológico do Pantanal Mato-Grossense: Recomendações**. Corumbá: Embrapa Pantanal. Documentos, 102. 2009. Disponível em: http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/DOC102.pdf. Acesso em: 21 de agosto de 2018.

CALHEIROS, D.F.; IKEDA-CASTRILLON, S.; BAMPI, A.C. Hidrelétricas nos rios formadores do Pantanal: ameaças à conservação e às relações socioambientais e econômicas pantaneiras tradicionais. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais** - Dossiê Especial do Mestrado de Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Mato Grosso, v. 9, n. 1. 2018. Disponível em: http://sustenere.co/journals/index.php/rica/article/view/2293 Acesso em: 12 de outubro 2018.

_____. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em: http://www.senado.gov.br/sf/legislacao/const/. Acesso em: 15 de setembro de 2018.

_____. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. **Instituí a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília: Diário Oficial da República. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm. Acesso em: 15 de setembro de 2018.

RAMSAR. **Ramsar Convention Secretariat. "Wetlands and water: supporting life, sustaining livelihoods"** - 9th Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971). Kampala, Uganda, 8-15 November 2005. Report of the Meeting. Disponível em: http://www.ramsar.org/pdf/cop9/cop9_conf_rpt_e.pdf. Acesso em: 22 de outubro de 2018.

BRASIL. Resolução Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 001 de 03 de abril de 1986. Disponível em: http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23. Acesso em: 12 de novembro de 2018.

ÁGUA PARA O FUTURO. **Nascentes-Localização e características-2018.** Disponível em: https://aguaparaofuturo.mpmt.mp.br/. Acesso em: 12 de novembro de 2018.

_____. **Decreto nº 6.040 de 7 de fevereiro de 2007. Institui a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos povos e comunidades tradicionais**. Disponível em: www.camara.leg.br/legin/fed/decret/2007/decret-6040-7-fevereiro-2007-550693-publicacaooriginal-66733-pe.html. Acesso em: 14 de novembro de 2018.

_____. **Resolução Conselho Nacional de Recursos Hídricos nº 152 de 2013**. Disponível em: http://www.cnrh.gov.br/resolucoes. Acesso em: 02 de novembro de 2018.

_____. **Resolução Conselho Nacional de Recursos Hídricos nº 176 de 2016**. Disponível em: http://www.cnrh.gov.br/resolucoes. Acesso em: 02 de novembro de 2018.

BRASILa. **Resolução da Agência Nacional de Água nº 64 de 2018**. Disponível em: http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/gestao-da-agua/resolucoes-e-normativos. Acesso em: 10 de novembro de 2018.

BRASILb. **Comitê Nacional de Zonas Úmidas-Deliberações 2018**. Disponível em: http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar/comit%C3%AA-nacional-de-zonas-%C3%BAmidas.html#delibera%C3%A7%C3%B5es. Acesso em: 19 de novembro de 2018.

COLLISCHONN, W.; AGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G.R.; TASSI, R.; SOUZA, C.F. 2005. **Em busca do hidrograma ecológico**. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos 2005 - João Pessoa/PB. Disponível em: https://www.lume.ufrgs.

br/bitstream/handle/10183/17271/000504462.pdf?sequence=1 Acesso: 15 setembro 2018.

CRUZ, R. F. **Impactos de pequenas centrais hidrelétricas com diferentes arranjos na bacia do alto São Lourenço**. 2018. 151 f. Tese (Doutorado em Física Ambiental). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT. 2018.

CUNHA, C.N.; PIEDADE, M.T.F.; JUNK, W.J. **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e Seus Macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165 p.

DEITCH, M. J.; MERENLENDER, A. M.; FEIRER, S. T. Cumulative effects of small reservoirs on streamflow in northern coastal California catchments. **Water Resources Management**, 57: 5101-5118. 2013.

FIDELIS, N.A. **Análise macroscópica do estado de conservação ambiental de nascentes da área urbana de Cuiabá (MT).** 54 fls. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Mato Grosso, 2018.

ISA-Instituto Socioambiental. **Unidades de Conservação no Brasil-2018.** Disponível em: https://uc.socioambiental.org. Acesso em: 10 de novembro de 2018.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water - Synthesis**. World Resources Institute, Washington, DC. 2005. Disponível em: http://www.maweb.org/documents/document.358.aspx.pdf. Acesso em: 18 de setembro de 2018.

MÍDIA NEWS. **MT não deve autorizar desmates em cabeceiras do Rio Cuiabá**. Disponível em: http://midianews.com.br/cotidiano/mt-nao-deve-autorizar-desmates-em-cabeceiras-do-rio-cuiaba/329174. Acesso em: 04 de novembro de 2018.

MMAa-Ministério do Meio Ambiente. **Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC).** Disponível em: http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas. Acesso em : 12 de Novembro de 2018.

MMAb-Ministério do Meio Ambiente. Áreas Úmidas - **Convenção de Ramsar.** Disponível em: http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar.html. Acesso em: 12 de Novembro de 2018.

MMAc-Ministério do Meio Ambiente. **Convenção da Diversidade Biológica.** Disponível em: http://www.mma.gov.br/biodiversidade/conven%C3%A7%C3%A3o-da-diversidade-biol%C3%B3gica.html. Acesso em : 12 de Novembro de 2018.

ONU BR-Nações Unidas do Brasil. **Agenda 2030**. Disponível em: https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/. Acesso em : 12 de Novembro de 2018.

POSTEL, S.; RICHTER, B. **Rivers for life**: Managing water for people and nature. Washington: Island Press, 2003. 220 p.

RABELO, M.T.O.; ARTS, K.; GIRARD, P.; IORIS, A.A.R.; FIGUEIREDO, D.M. Percepção dos atores sociais do turismo no Pantanal de Poconé / MT sobre o pulso de inundação. **Rev. Bras. Ecoturismo,** 2017, 10. 708–736.

SANTOS, N.C.L. et al. Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. **Hydrobiologia**, 819:77-91. 2018.

SCHULZ, C.; IORIS, A.A.R. **The Paradox of Water Abundance in Mato Grosso, Brazil. Sustainability**, 9(10), 1796, 2017. doi:10.3390/su9101796.

SILVA, A.C.C.; FANTIN-CRUZ, I.; LIMA, Z.M.; FIGUEIREDO, D.M. Cumulative changes in water quality caused by six cascading hydroelectric dams on the Jauru River, tributary of the Pantanal floodplain. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, aceito para publicação, 2018 (no prelo).

SOBREIRO FILHO, J.; FERNANDES, B.M.; CUNHA, T.B. Water, land, socioterritorial movements, labour, and capital: territorial disputes and conflictuality in Brazil. In: IORIS, A.A.R. **Agriculture, environmental and development**-international perspectives on water, land and politics. Suíça: Palgrave Macmillan, 2016. 123-148 p.

SWYNGEDOUW, E. UN Water Report 2012: Depoliticizing Water. **Development and Change** 44(3): 823–835, 2012. DOI: 10.1111/dech.12033.

Autores

André Pansonato

Graduado em Licenciatura Plena em Ciências Biológicas (2007) pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (2010) pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade do Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato Grosso – PPG-ECB-IB/UFMT, doutor em Biologia Animal (2014) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – IBILCE, campus de São José do Rio Preto, São Paulo e bolsista de pós-doutorado PNPD/Capes (2015-2018) pelo PPG-ECB-IB/UFMT. Professor de Perícia e Gestão Ambiental (2015–2018) pelo PPG *Lato Sensu* Especialização em Gestão e Perícia Ambiental (IB/UFMT). Professor Celetista (2015) pela Faculdade de Ciências Biológicas da Universidade de Cuiabá – UNIC. Atua na área de Ecologia e Zoologia, principalmente com anfíbios e répteis do Cerrado, Pantanal, Amazônia e tem experiência em inventários PPBio-RAPELD, com pesquisa e monitoramento ambiental com fauna urbana/silvestre e avaliação de impactos ambientais através de análises acústicas de anfíbios e répteis. Realiza perícia técnica ambiental e avaliação econômica do meio ambiente, com ênfase na valoração monetária dos danos ambientais em áreas urbana e rural. Atualmente, é Pesquisador Associado junto ao Laboratório de Herpetologia no Centro de Referência da Biodiversidade Regional pelo PPG-ECB-IB/UFMT, membro técnico do projeto Água para o Futuro pelo Ministério Público Estadual de Mato Grosso e sócio proprietário da empresa Naturplan Conservação e Tecnologia Ambiental Ltda. **E-mail:** andre-pan@hotmail.com

Angela Emanuele Casonatto

Formada em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso. Participou de quatro cursos de capacitação e estagiou na Fundação Nacional de Saúde entre 2012 e 2014. Trabalhou no Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Lucas do Rio Verde, como diretora do Departamento de Drenagem em 2016, como Diretora do Departamento de Projetos e Controle de Qualidade e como Gerente Administrativo e de Operação até setembro de 2017, sendo atualmente supervisora nesta instituição. **E-mail:** angela_casonatto@hotmail.com

Antonio Augusto Rossotto Ioris

Professor de Geografia (*senior lecturer*) na Escola de Geografia e Planejamento da Cardiff University. Membro do Conselho Diretor do Water Research Institute e diretor do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da mesma universidade. Tem formação em Agronomia (UFRGS 1992), mestrado em Gestão Ambiental (Oxford University 1999), mestrado em Metodologia de Pesquisa (2003) e doutorado em Geografia (2005), ambos pela Aberdeen University. Trabalhou como gerente de projetos e oficial de políticas públicas no Ministério do Meio Ambiente brasileiro e na Scottish Environment Protection Agency – SEPA. Coordenou diversos projetos sobre gestão ambiental do Pantanal, reformas institucionais do setor de recursos hídricos no Peru, Portugal, Escócia e Brasil, mudanças climáticas, ecologia política dos recursos hídricos, modernização da agricultura e, mais recentemente, geografia indígena. Lidera a rede *Agrocultures* com trabalho sobre fronteiras agrícolas na Amazônia (www.agrocultures.org). Tem mais de 120 capítulos e

artigos científicos publicados e entre seus principais livros encontram-se: *Tropical Wetland Management: The South-American Pantanal and the International Experience* (2012), *The Political Ecology of the State: The Basis and the Evolution of Environmental Statehood* (2014), *State, Water and the City* (2015), *Agriculture, Environment and Development: International Perspectives on Water, Land and Politics* (2016), *Agribusiness and the Neoliberal Food System in Brazil: Frontiers and Fissures of Agro-neoliberalism* (2017) and *Assessing Freshwater Sustainability at the River Basin Scale* (2018). **E-mail**: iorisa@cardiff.ac.uk

Ariana Sosa Barbosa

Discente do curso de bacharelado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Mato Grosso. Atua como estagiária no Latemas-UFMT – Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Micro-organismos Aquáticos, onde desenvolve pesquisa sobre taxonomia de microalgas. **E-mail:** arianasosabarbosa@gmail.com

Carolina Joana da Silva

Professora Adjunta da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT desde 2000. Possui graduação em Licenciatura e História Natural pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT (1974), mestrado em Biologia (Ecologia) pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (1979), doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos – UFSCAR (1990) e pós-doutorado em Limnologia de Áreas Úmidas Tropicais, no Grupo de Ecologia Tropical do Instituto Max Planck de Limnologia, Plom,

Alemanha (1999). Atualmente coordena na UNEMAT o CELBE - Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal, no Campus de Cáceres, e o Programa de Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal, da Rede Bionorte (Coordenação Estadual em Mato Grosso). Participa como professora e orientadora dos Programas de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNEMAT e Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal – PPGBionorte, da Rede Bionorte. Tem experiência em ecologia de áreas úmidas do Pantanal, onde desenvolveu a carreira cientifica no ensino de graduação, pós-graduação. Orientações e publicações nas seguintes áreas: limnologia, biodiversidade, etnobiologia, etnoecologia e etnobotânica. Participa da Rede Pesquisa e Pós-Graduação - Rede Bionorte e da Rede Clima – Sub-rede Mudanças Climáticas e Desenvolvimento Regional, coordenada pelo CDS, da UnB. Desenvolve pesquisas e orienta nos Biomas Pantanal e na Amazônia (Conexão Amazônia - Pantanal). Pesquisadora visitante do Howard T. Odum Center of Wetlands, Universidade da Florida, Gainesville, Florida, USA (2015-2016). **E-mail:** ecopanta@terra.com.br

Caroline Simonato Silva Andrade

Licenciada em Química pela Universidade Federal de Mato Grosso e Mestre em Química na área de concentração em Química Analítica e Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal de Mato Grosso, que foi defendida em dezembro de 2015, com ênfase em análise de água de córregos urbanos e suas relações com a ocupação das áreas de drenagem. **E-mail:** karol_ss18@msn.com

Christine Strüssmann

Médica Veterinária, graduada pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS (1982), com mestrado em Ecologia pela Universidade Estadual de Campinas– UNICAMP (1992) e doutorado em Biociências (Zoologia) pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (2003). Atualmente é professora associada da Universidade Federal de Mato Grosso, atuando em cursos de graduação e na pós-graduação, nos cursos de Ecologia e Conservação da Biodiversidade (mestrado e doutorado) e de Zoologia (mestrado). Responsável pelo Laboratório de Herpetologia no Centro de Referência da Biodiversidade Regional do Instituto de Biociências da UFMT. Autora de cerca de 80 artigos completos publicados em periódicos nacionais ou internacionais, um livro e nove capítulos, além de dezenas de resumos científicos e trabalhos técnicos. Membro titular em 51 bancas de trabalhos de conclusão de mestrado e em oito bancas de doutorado. Pesquisadora vinculada a cinco grupos pesquisa certificados pelo CNPq, órgão do qual foi bolsista de Produtividade em Pesquisa (2012-2014). Coordena, executa e/ou orienta projetos de pesquisa nas áreas de taxonomia, sistemática e ecologia de anfíbios e répteis. **E-mail:** christrussmann@gmail.com

Cláudia Tasso Callil

Graduada em Licenciatura Plena e Bacharelado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Londrina, possui mestrado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos e doutorado em Biociências (Zoologia) pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul e IGB – Institute of Freshwater Ecology and Inland

Fisheries, Berlim. Atua na área de ecologia aquática principalmente com padrões de diversidade de invertebrados aquáticos, com ênfase em bivalves nativos e exóticos. É professora associada da Universidade Federal de Mato Grosso e bolsista de PED no Freshwater Mollusk Conservation Center - Virgina Politech Instute and Stadual University. Tem se dedicado ao refinamento de técnicas para propagação, estudos de demografia e modelos de ocupação de moluscos bivalves como ferramentas para a conservação desse grupo. **E-mail:** ctcallil@gmail.com

Daniela Maimoni de Figueiredo

Graduada em Ciências Biológicas pela UFMT (1991), especialista em Biologia de Ambientes Inundáveis pela UFMT (1995), mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela UFMT (1997), doutora em Ecologia e Recursos Naturais/Limnologia pela UFSCar (2007) e pós-doutoranda na UFMT – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e na Cardiff University - Reino Unido, bolsista Capes-PNPD. Foi chefe da Divisão de Recursos Hídricos da Fundação Estadual de Meio Ambiente (MT, atual SEMA). Sócia fundadora da empresa Aquanálise Análises de Água e Consultoria, onde atuou como gerente administrativa e financeira e como responsável técnica de 2000 a 2014, realizando monitoramento da qualidade da água e participando de estudos de impacto ambiental. Atualmente é Professora do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos-UFMT e Pesquisadora Associada. Atua nas áreas de limnologia, ecologia do fitoplâncton, monitoramento da qualidade da água e governança, gestão e planejamento dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. Membro-

fundador do Observatório de Governança da Água, onde participa do Núcleo Científico. **E-mail:** dani_figueiredo@uol.com.br

Danila Soares Caixeta

Graduada em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário de Patos de Minas-MG, mestre e doutora em Microbiologia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras-MG. Professora Adjunta IV na Universidade Federal de Mato Grosso, lotada no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Atua no desenvolvimento de atividades de ensino, pesquisa e extensão, com enfoque nas áreas de microbiologia, microbiologia de alimentos, microbiologia ambiental, bioquímica ambiental e recursos hídricos. **E-mail:** danilacaixeta@gmail.com

Débora Fernandes Calheiros

Possui graduação em Ciências Biológicas pelo Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, mestrado em Engenharia Civil - Área de Hidráulica e Saneamento, pela Universidade de São Paulo (EESC-USP) – área de Hidráulica e Saneamento, e doutorado em Ciências, pela Universidade de São Paulo (CENA-USP). É pesquisadora "A" da Embrapa Pantanal desde 1989 e atualmente encontra-se cedida para a Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, no Departamento de Saúde Coletiva / ISC. Tem experiência na área de ecologia, com ênfase em ecologia de ecossistemas e ecologia aplicada, atuando principalmente nas seguintes áreas: sistema Pantanal/Bacia do Alto Paraguai, limnologia, ecologia de rios e áreas inundáveis, manejo de ecossistemas,

planejamento e gestão de bacias hidrográficas, políticas públicas em recursos hídricos, impactos ambientais, ecotoxicologia e etnoecologia. Atua como especialista junto aos movimentos socioambientais da Bacia do Prata desde 1990 nas seguintes instituições: Coalizão Rios Vivos, Rede Pantanal de ONGs e Movimentos Sociais, Rede Pantanal Sem Fronteiras e Alianza Sistema Paraguay-Paraná de Humedales. Em nível nacional apoia o Fórum Nacional da Sociedade Civil nos Comitês de Bacias Hidrográficas – FONASC – CBH. É membro do Grupo de Acompanhamento do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai, representando a sociedade civil. **E-mail**: calheirosdebora@gmail.com

Eduardo Beraldo de Morais

Doutor em Ciências Biológicas – Área de Concentração em Microbiologia Aplicada, pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Professor Adjunto IV na Universidade Federal de Mato Grosso ministrando disciplinas no curso de Engenharia Sanitária e Ambiental. É coordenador do Programa de Mestrado em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Mato Grosso. Tem experiência na área de Recursos Hídricos, atuando nos temas: gestão integrada de bacias hidrográficas e tecnologias verdes e sustentáveis; e na área de Microbiologia, atuando nos temas: biodegradação de xenobióticos, biorremediação de solos e águas, biotratamento de águas residuárias e indicadores microbiológicos da qualidade ambiental. **E-mail:** beraldo_morais@yahoo.com.br

Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores

Engenheira Química com mestrado em Química Analítica pela Salford University em 1993 e doutorado em Química pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho em 2004. É professora aposentada do Departamento de Química da Universidade Federal de Mato Grosso, onde atuou de agosto de 1984 a março de 2015. Atua na área de Química, com ênfase em Análise de Traços e Química Ambiental, desenvolvendo pesquisas relacionadas à dinâmica ambiental de pesticidas e impactos dessas substâncias na saúde e ambiente. É professora credenciada no Programa de Pós-Graduação em Química desde 2010 e em Recursos Hídricos da UFMT desde 2007. Foi coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos da UFMT de junho de 2007 a maio de 2011 e vice-coordenadora de maio de 2013 a março de 2015. Atualmente é Pesquisadora Associada ligada aos programas de Pós-Graduação em Química e em Recursos Hídricos da UFMT. Atua também como avaliadora credenciada na CGCRE do INMETRO para acreditação de laboratórios de ensaios químicos. **E-mail:** elidores@gmail.com

Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima

Possui graduação em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal de Mato Grosso (1985), mestrado em Public Health Enginnering - Leeds University (1990) e doutorado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (2001). Realizou pós-doutorado na Universidade Federal do Paraná. Professora Associada da Universidade Federal de Mato Grosso. Assumiu a Presidência da companhia de saneamento no período de 2005 a 2006, retornou

em 2008 até dezembro de 2009. Assumiu a Pró-Reitoria do Campus da Várzea Grande no período de fevereiro 2013 a julho 2014. Tem experiência profissional e de pesquisa na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em e Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos, atuando principalmente nos seguintes temas: avaliação, qualidade da água, impactos ambientais de estações de tratamento de esgoto e reuso de água e efluentes. Em março de 2017 tomou posse como Presidente do Comitê de Bacia Hidrográfica da Margem Esquerda do Rio Cuiabá – CBA-ME. Atuou na coordenação geral do Projeto de Elaboração dos Planos de Saneamento Básico de 109 Municípios do Estado de Mato Grosso, finalizados em março de 2018. **E-mail:** ebnrlima@gmail.com

ail.com

Gabriela Rocha Priante Teles de Ávila

Doutora em Ciências – área de concentração Ecologia e Recursos Naturais – pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar (2011). Mestre em Agricultura Tropical pela Universidade Federal de Mato Grosso (1998). Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Mato Grosso (1995). Trabalhou na Universidade Federal de Mato Grosso no Ensino de Ciências Naturais orientando trabalhos na área de Metodologia Científica nas séries iniciais do ensino fundamental. Pertence ao quadro efetivo da SEMA-MT – Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso desde 1994, atuando durante 11 anos na área de Gestão e Planejamento de Recursos Hídricos. Em 2005, participou do trabalho "Em busca do Hidrograma Ecológico" o qual foi premiado pela Associação Brasileira de Recursos

Hídricos – ABRH no XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, em João Pessoa e pela Organização Meteorológica Mundial - Prêmio Jovens Cientistas, em Genebra. Em 2006, recebeu Moção de Louvor da Assembleia Legislativa do Estado de Mato Grosso, a qual manifestou reconhecimento público à sua pessoa pelo recebimento do Prêmio Jovens Cientistas. De 2005 a 2007 foi Gerente de Política do Pantanal da SEMA-MT, com atribuições de definir Políticas Públicas para o Bioma Pantanal, bem como monitorar o uso e ocupação visando a sustentabilidade ambiental do bioma. De 2007 a 2011 foi coordenadora de Ecossistemas da SEMA-MT. Atualmente é secretária-executiva do Conselho Estadual de Pesca em Mato Grosso e atua também nas seguintes áreas: políticas públicas para o Pantanal, sustentabilidade socioambiental, sociobiodiversidade. **E-mail:** gabrielapriante@sema.mt.gov.br

Gabriel Figueiredo de Moraes

Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental (2016) e especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho (2018), ambos pela Universidade Federal de Mato Grosso - Campus Cuiabá. Pós-graduando em Engenharia de Edificações e Ambiental, em nível de mestrado, pela Universidade Federal de Mato Grosso. Atuou como bolsista de graduação e pós-graduação no Projeto PMSB-106 (Convênio FUNASA, SECID e UFMT) para elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico de 109 municípios de Mato Grosso. **E-mail:** gabrielmoraes@ufmt.br

Germano Guarim Neto

Possui graduação em História Natural pela Universidade Federal de Mato Grosso (1974), mestrado em Ciências Biológicas (Botânica) pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade do Amazonas (1978) e doutorado em Ciências Biológicas (Botânica) pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade do Amazonas (1986). Foi Diretor da Sociedade Botânica do Brasil, seccional Centro-Oeste; Membro do Conselho Superior da SBB; Secretário Regional da SBPC. Tem experiência na área de Botânica, com ênfase em Fanerógamas, atuando principalmente nos seguintes temas: morfologia e taxonomia, etnobotânica, plantas medicinais, educação e meio ambiente/educação ambiental, comunidades humanas e recursos vegetais. É especialista em Sapindaceae neotropicais, família na qual tem diversas publicações. Foi implantador do Herbário da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) e seu primeiro Curador (1979-1983), função que voltou a ocupar a partir de 2010 até outubro

de 2016. É professor titular, concursado, da Universidade Federal de Mato Grosso, vinculado ao Depto. de Botânica e Ecologia/Instituto de Biociências. Orientou trabalhos no mestrado e doutorado da UFMT, nos programas de pós-graduação em Educação, em Saúde e Ambiente e em Ecologia e Conservação da Biodiversidade e na Unemat-Cáceres em Ciências Ambientais. Atualmente orienta no mestrado em Ensino de Ciências Naturais (IF/UFMT), no doutorado da REAMEC (polo UFMT), no doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia (UFMT), da Rede Pró-Centro-Oeste. De 14 de outubro de 2016 a 11 de agosto de 2017 exerceu o cargo de Pró-Reitor de Pesquisas da Universidade Federal de Mato Grosso. **E-mail:** guarim@ufmt.br

Gisele Fernanda Pereira Assis

Formada em Licenciatura Plena em Ciências Biológicas em 2015 pela Universidade Federal de Mato Grosso. Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pelo Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Mato Grosso (2018). Atua como pesquisadora do laboratório Latemas – Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Micro-organismos Aquáticos, com ênfase em ecologia do fitoplâncton. **E-mail:** gisele.fernanda2@gmail.com

Ibraim Fantin-Cruz

Possui graduação em Ciências Biológicas e mestrado em Ecologia pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul –

UFRGS e formação complementar na área de Geomática, Cartografia e Monitoramento Hidrológico. É atualmente Professor Adjunto do da Universidade Federal de Mato Grosso, lotado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vice-coordenador do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e membro do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CEHIDRO-MT. É professor e orienta no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, onde desenvolve pesquisas na área de ciências ambientais que integra hidrologia, limnologia, ecologia e gestão de recursos hídricos. **E-mail:** ibraimfantin@gmail.com

Jerry Magno Ferreira Penha

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Mato Grosso (1990), mestrado (1994) e doutorado (2003) em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos. Atualmente é Professor Associado do Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato Grosso e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, orientando estudantes de mestrado e doutorado. **E-mail**: jpenha.bio@gmail.com

Karen Francielli Alves Pereira Sallo

Possui graduação em bacharelado em Geografia pela Universidade Federal de Mato Grosso. Tem experiência na área de Geografia Econômica e Geoprocessamento, atualmente é mestranda no Programa de Pós-Graduação em Geografia – UFMT. **E-mail**: karenfap89@gmail.com

Larissa Rodrigues Turini

Graduada em Engenharia Sanitária e Ambiental (2013) e especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho (2016), ambos pela Universidade Federal de Mato Grosso - Campus Cuiabá. Pós-graduanda em Engenharia de Edificações, Energia e Ambiental, em nível de mestrado, pela Universidade Federal de Mato Grosso. Atuou em diferentes áreas do saneamento. Trabalhou na área de licenciamento ambiental e na área de docência do Curso T**écnico de** Segurança do Trabalho, e como engenheira no Projeto PMSB-106 (Convênio FUNASA, SECID e UFMT) para elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico de 109 municípios de Mato Grosso. **E-mail:** larissa.turini@gmail.com

Lucia Aparecida de Fátima Mateus

Graduada em Ciências Biológicas (1990) e mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (1996), ambos pela Universidade Federal de Mato Grosso. Doutora em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2003). Atualmente Professora Associada do Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato Grosso e Professora Permanente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – UFMT. **E-mail:** lafmateus@gmail.com

Luciana Ferraz

Formada em Licenciatura Plena em Ciências Biológicas pela Universidade de Cuiabá (1999). Mestrado em Ecologia e Conservação da

Biodiversidade pela Universidade Federal de Mato Grosso (2003), com a dissertação sobre Dinâmica de Nutrientes em Um Campo Alagável: o papel da inundação. Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos-SP, onde desenvolveu a tese "Uso e Manejo Adaptativo dos Recursos Pesqueiros por Comunidades Tradicionais do Médio Rio Cuiabá-MT (2011)". Experiências na área da ecologia de ecossistemas aquáticos, com ênfase em limnologia, abordando a ecologia de macrófitas aquáticas, ecologia de pescadores do Pantanal e a pesca artesanal. Na ecologia de ecossistemas terrestres, efetivou estudos sobre uso territorial e manejo dos recursos naturais aquáticos e terrestres, com os povos indígenas Myky, Javaé e Avá – Canoeiro do Araguaia. **E-mail:** ferrazlcba@gmail.com

Luciana Aparecida Zago de Andrade

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade de Brasília (1997), especialização em Ecologia pela Universidade de Brasília (1999) e doutorado em Ecologia pela Universidade de Brasília (2002). Tem experiência na área de ecologia, com ênfase em ecologia de ecossistemas. Atua principalmente nos seguintes temas: banco de sementes, frequência de fogo, cerrado, germinação, viabilidade de sementes e recomposição após o fogo. Atualmente, trabalha na Agência Nacional de Águas, na função de especialista em recursos hídricos. **E-mail:** luciana.andrade@ana.gov.br

Luiz Henrique Magalhães Noquelli

Possui graduação em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal de Mato Grosso (1994), especialização em Controle de Incêndios Florestais pela Universidade Federal do Paraná (2003), especialização em Gestão Ambiental pela Faculdade Rolim de Moura (2006), especialização em Georreferenciamento pela Faculdade Rolim de Moura (2007), especialização em Direito Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso (2011) e mestrado em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Mato Grosso (2016). Servidor de carreira da Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA desde 1998. Ocupou o cargo de Superintendente de Recursos Hídricos da SEMA entre 2005 e 2013 e entre 2016 a 2018. Atuou neste período como Secretário Executivo do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CEHIDRO. Foi membro no Conselho Nacional de Recursos Hídricos, no Fórum Nacional de Comitês de Bacias Hidrográficas, no Fórum Nacional dos Órgãos Gestores de Recursos Hídricos, no Pacto em Defesa das Cabeceiras do Pantanal. Atua na gestão de recursos hídricos, priorizando a implementação dos instrumentos de gestão da Política de Recursos Hídricos no Estado de Mato Grosso. Atualmente, é analista de meio ambiente da SEMA na área de planejamento e gestão da Superintendência de Recursos Hídricos. **E-mail**: luiznoquelli@sema.mt.gov.br

Maitê Tambelini-Santos

Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro (2005), realizou o mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela Universidade Federal de Mato

Grosso (2008). Possui experiência em Ecologia Aquática, com ênfase em macroinvertebrados aquáticos. Atua em trabalhos e pesquisas relacionados à conservação dos ecossistemas de água doce na Bacia do Rio Paraguai, com ênfase na proteção do Pantanal. **E-mail**: maitetambelini@gmail.com

Márcia Divina de Oliveira

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Uberlândia (1989), mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental pela Escola de Engenharia de São Carlos (1993) e doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (2009). É pesquisadora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, unidade Embrapa Pantanal, desde 1995. Tem experiência na área de ecologia de rios e ecologia de áreas úmidas, trabalhando no Pantanal nos últimos 21 anos. Atua principalmente nos seguintes temas: impactos e controle mexilhão dourado (molusco asiático invasor na América do Sul), gestão de recursos hídricos, qualidade de água e transporte de nutrientes e sólidos suspensos na Bacia do Rio Paraguai, Monitoramento Limnológico do Rio Paraguai, Limnologia e Conservação do Pantanal. **E-mail:** marcia.divina@embrapa.br

Márcia Teixeira-Oliveira

Bióloga graduada em Licenciatura Plena em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Mato Grosso (2000), mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela Universidade Federal de Mato Grosso (2002) e doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela

Universidade Federal de São Carlos (2010). Atualmente é Professora Associada do Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato Grosso, onde é coordenadora do Latemas – Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Micro-organismos Aquáticos. Desenvolve pesquisa em ecologia do fitoplâncton, taxonomia de microalgas e cianobactérias e análise de florações de algas potencialmente tóxicas. Orienta alunos de graduação e mestrado no Programa de Pós-Graduação Profissional em Ensino de Biologia – PROFBIO. **E-mail:** marciatoli36@gmail.com

Márcio de Araújo Silva

Possui graduação em Ciências Biológicas (licenciatura e bacharelado) pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (1998), mestrado em Ciências Ambientais e Florestais pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2001) e doutorado em Biologia Animal pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2006). É especialista em Recursos Hídricos da Agência Nacional de Água – ANA, onde trabalha atualmente. Tem experiência na área de Ecologia, Zoologia e Evolução. Atua principalmente nos seguintes temas: Biogeografia, Ictiologia, Engraulidae, Ecossistemas Aquáticos, Ecologia de Populações, Manejo de Bacias Hidrográficas, Bioindicadores, Educação Ambiental e Zoologia. **E-mail:** marcio.araujo@ana.gov.br

Margarida Marchetto

Graduada em Engenharia Sanitária e ambiental pela Universidade Federal de MT (1992), Especialização em Saúde e Ambiente (1993), mestrado (1996) e doutorado (2001) em Engenharia Hidráulica e

Saneamento pela Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos – EESC-USP, Pós-doutoramento pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola Politécnica da USP (2005). MBA em Gestão Ambiental (2005). Professora-pesquisadora no curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT. Participa do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos na UFMT. Experiência na área de Engenharia Sanitária e Ambiental, atuando em: saneamento básico e ambiental, recursos hídricos, tratamento de água e águas residuárias visando reuso, gestão e perícias ambientais. **E-mail:** marchetto.ro@gmail.com

Maria Saleti Ferraz Dias Ferreira

Possui graduação em Licenciatura Plena em História Natural pela Universidade Federal de Mato Grosso (1976) e mestrado em Educação pela Universidade Federal de Mato Grosso (1995). Doutorado em Ciências pela Universidade Federal de São Carlos, Coordenadora de Ensino de Graduação - Pró-Reitoria de Graduação da Universidade Federal de Mato Grosso de outubro de 2008 a março de 2011. Procuradora Educacional Institucional da UFMT no período de março de 2011 a outubro de 2012. Coordenadora Adjunta da Universidade Aberta do Brasil – UAB/UFMT no período de 2014 a 2016. Atualmente atua como docente do curso de licenciatura em Ciências Naturais e Matemática e do Programa de Doutorado em Educação em Ciências e Matemática – PPGECEM da UFMT. **E-mail:** saletif@gmail.com

Marizete Caovilla

Graduada em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT. Bacharel em Direito pela Universidade de Cuiabá – UNIC. Especialista em Gestão Ambiental - UNIC. Mestre em Física Ambiental - UFMT. É analista ambiental da Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA/MT. Em 2010 lançou o livro "Sistema de água e esgoto: uma abordagem crítica da gestão municipal em Mato Grosso". Em 1º de janeiro de 2011 assumiu o cargo de Secretária Adjunta de Saneamento do Estado de Mato Grosso, tendo como desafio a reestruturação do setor de saneamento, onde iniciou, com o apoio da FUNASA, o projeto para a elaboração dos planos municipais de saneamento básico e, a elaboração de projetos executivos, implantação e ampliação de obras de água e esgotamento sanitário, tendo como objetivo macro a universalização do saneamento básico. Em janeiro de 2015 retornou à SEMA, na Gerência de Fomento e Apoio aos Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado buscando integrar as políticas públicas, otimizando os recursos e trabalhos já desenvolvidos na obtenção de resultados mais eficientes e atualmente atua nas análises de EIA/RIMA. **E-mail**: maricaovilla@gmail.com

Nayara Dores da Silva Paes

Formada em Licenciatura em Ciências Biológicas (2014), mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (2017) ambos na Universidade Federal de Mato Grosso. Atualmente é aluna de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal de Mato Grosso, onde realiza

estudos sobre a comunidade de zooplâncton do Pantanal. **E-mail**: nadpaes@gmail.com

Nely Tocantins

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Organização Santamarense de Educação e Cultura (1979), bacharelado na OSEC (1980); mestrado em Ciências Florestais pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (1997). Em 2004 foi bolsista PDEE/CAPES na Universidad da Cantábria - Espanha, doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos (2005). Atualmente é professora Adjunto IV da Universidade Federal de Mato Grosso, onde faz parte do quadro de professores do curso de Pós-Graduação em Geografia/UFMT, Dinâmica da Natureza. Foi bolsista pelo PDEE/CAPES em 2004 e da Fundación Carolina/Espanha (2009/2010) no CSIC, Sevilha, com o tema áreas protegidas: unidades de conservação. Atua nas áreas de ecologia da paisagem, biogeografia, biologia da conservação, áreas protegidas, turismo, educação ambiental, políticas públicas para Amazônia, Cerrado e Pantanal. Atuou como Professora do PARFOR em Geografia/UFMT. Participa do Grupo de Estudos sobre Geografia Agrária e Conservação do Pantanal – GECA. Coordenação técnica do Plano de Manejo de RPPN. Participa do Conselho do Instituto Ecoss (Instituto Ecossistemas e População Tradicional), foi representante no Conselho Consultivo do PARNA de Chapada dos Guimarães e do Comitê da Reserva da Biosfera do Pantanal entre 2016-2018. **E-mail:** nelytocantins@gmail.com

Paulo Alexandre Jesus Gomes da Silva

Possui graduação em Gestão Ambiental pelo Centro Universitário Cândido Rondon –UNIRONDON (2012) e mestrado em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT. Atua nas áreas de limnologia, planejamento e gestão de recursos hídricos. Desenvolveu pesquisa na Bacia Hidrográfica do Rio Coxipó, um dos principais afluentes do Rio Cuiabá-MT. Foi docente credenciado do curso de Pós-Graduação *Lato Sensu* em Prevenção, Combate e Controle de Incêndios Florestais, ministrando a disciplina de Legislação Ambiental. **E-mail:** gestorambiental.paulo@gmail.com

Paulo Modesto Filho

Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Mato Grosso (1975), mestrado em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos-USP (1983), doutorado em Meio Ambiente e Biologia Aplicada pela Université Catholique de Louvain, Bélgica (1991). Tem experiência na coordenação e supervisão de projetos de pesquisa e capacitação, elaboração, análise, gerenciamento e execução de projetos, com ênfase em questões ambientais. Atualmente é professor Associado I do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso - Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, atuando principalmente em gestão e valorização de resíduos sólidos, bioconversões anaeróbias e poluição do ar. **E-mail**: modestof@ufmt.br

Peter Zeilhofer

Possui graduação em Geografia Física pela Ludwig-Maximilians-Universidade (1992) e doutorado em Engenharia Florestal pela Ludwig-Maximilians Universitaet Muenchen (1996). É atualmente Professor Associado da Universidade Federal de Mato Grosso, lotado no Departamento de Geografia. Tem experiência na área de Geografia Física e Engenharia Sanitária, com ênfase em Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos, atuando principalmente nos seguintes temas: Geoprocessamento, Sistemas de Informação Geográfica, Qualidade de água, Modelação hidrológica e Geografia da Saúde. 2016-2017: Estágio Sênior no Exterior (CAPES), Universidade de Potsdam, Alemanha. **E-mail**: zeilhoferpeter@gmail.com

Rafael Pedrollo de Paes

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso (2008). Trabalhou em empresa de construção civil participando de projetos, orçamento, licitação e obra, e sendo representante da direção (RD) no PBQP-h – Programa Brasileiro da Qualidade e Produção do habitat, promovido pelo Ministério das Cidades. Foi bolsista de iniciação científica pela FAPEMAT em pesquisa sobre reuso de água e bolsista pelo CNPq em projeto sobre a gestão dos recursos hídricos. MSc. Eng. Hidráulica e Saneamento na Escola de Engenharia de São Carlos (USP) com pesquisa desenvolvida na área de modelagem hidrodinâmica fluvial e modelagem de amortecimento de reservatório. Lecionou no curso de Eng. Ambiental, da Universidade de Cuiabá – UNIC, Grupo Kroton-Iuni. Trabalhou em empresa privada como engenheiro responsável

por projetos de drenagem urbana e rodoviária, estudos hidrológicos e estudos hidráulicos para projetos de obras de arte especial relacionadas às estruturas hidráulicas. É membro do corpo docente como Professor Adjunto do Departamento de Eng. Sanitária e Ambiental (UFMT), na área de Hidráulica Aplicada. Foi representante da UFMT no Conselho Municipal de Meio Ambiente de Cuiabá – CMMA e no Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CEHIDRO-MT. Atualmente cursa doutorado no Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SMARH na UFMG em pesquisa sobre efeitos de curta duração nos hidrogramas em rios com interferência de barragens. **E-mail:** rafaeldepaes@gmail.com

Regiane Luiza da Costa

Bióloga, graduada em Ciências Biológicas pela Universidade de Cuiabá – UNIC. Mestre em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Mato Grosso (2016). Professora na Secretaria de Estado e Educação – SEDUC-MT, consultora ambiental em projetos de educação ambiental e análises de fitoplâncton, diretora de eventos da Câmara de Dirigentes Lojistas Jovem – CDL - Jovem Cuiabá, gestão 2018-2020. Atua como pesquisadora do Latemas – Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Micro-organismos Aquáticos, com ênfase em gestão de recursos hídricos. **E-mail**: regiluiza.bio@gmail.com

Réginal Exavier

Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária pelo Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix – Belo Horizonte/MG (2014). Possui experiência em Monitoramento Ambiental, Avaliação de Impacto Ambiental, Sistemas de Informação Geográfica, Geoprocessamento e Data Wrangling com linguagem R. Atualmente, é aluno bolsista da CAPES pelo programa PAEC OEA-GCUB, mestrando em Geografia pela Universidade Federal de Mato Grosso UFMT (2018–2020) na linha de pesquisa "Dinâmica da Natureza e Ações Antrópica", desenvolvendo pesquisa sobre Modelagem do Uso e Cobertura da Terra na Bacia do Rio São Lourenço-MT. **E-mail:** reginalexavier@rocketmail.com

Reinaldo Francisco Ferreira Lourival

Biólogo, com pós-doutorado na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, PPGEC. Possui doutorado em Planejamento Sistemático de Conservação pela Universidade de Queensland, na Austrália (2008), mestrado em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (1993). Fez a graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Santa Úrsula (1984). Tem experiência na área de ecologia, sistemas quantitativos de apoio à decisão, zoologia, com ênfase em conservação e manejo de vida silvestre. Tem atuando principalmente em planejamento sistemático de conservação, nos seguintes temas: áreas úmidas, Pantanal, dinâmica de ecossistemas e conservação de biodiversidade e zoneamento sistemático e Reservas da Biosfera. Tem trabalhado também no apoio à construção de planos de gestão territorial e ambiental indígena. Trabalhou em diversas

Organizações Internacionais no terceiro setor, como CI, TNC, WCS e WSPA. Foi Coordenador Geral para a Gestão de Ecossistemas do MCTI. Atualmente é Representante Nacional da Natureza & Cultura Internacional. **E-mail:** r.lourival@gmail.com

Roberto Nunes Vianconi Souto

Licenciado, bacharel e mestre em Geografia pela Universidade Federal de Mato Grosso. Doutorando em Geografia na Universidade Federal de Goiás. Atualmente é Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso (Campus Cuiabá-Cel. Octayde Jorge da Silva), lecionando nos cursos de Tecnologia em Geoprocessamento e Técnico em Agrimensura. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Planejamento Socioambiental, atuando principalmente em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica. **E-mail:** roberto.souto@cba.ifmt.edu.br

Rogério Conceição Lima dos Santos

Biólogo, com mestrado em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil (2014). Doutorando da Universidade Federal de Mato Grosso, no curso de Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Atua principalmente na área de limnologia, com ênfase no estudo de macroinvertebrados bentônicos. **E-mail**: roger.c.l.santos@gmail.com

Rosana Mendes Evangelista

Atua profissionalmente como especialista em Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas – ANA. Possui graduação em Comunicação Social - Publicidade e Propaganda pela Universidade de Brasília – UnB (2003), pós-graduação *Lato Sensu* em Educação Ambiental pela Universidade Católica de Brasília – UCB (2005) e bacharelado e licenciatura em Geografia pela Universidade de Brasília – UnB (2016). **E-mail:** rosana.evangelista@ana.gov.br

Rossean Golin

Possui graduação em Licenciatura Plena em Matemática pela Universidade Federal de Mato Grosso (2004). Técnica de laboratório do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso. Atua principalmente nas seguintes áreas: qualidade de água, biodegradação, análises de bactérias, reuso da água e remoção de bactérias em um sistema. Mestre em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT. **E-mail:** golin.rossean@gmail.com

Rubem Mauro Palma de Moura

Engenheiro Civil graduado pela UnB (1974), especialista em Hidráulica e Saneamento pela USP-São Carlos (1977) e Mestre em Ambiente e Desenvolvimento Regional pela UFMT (2006). É professor Adjunto IV do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso (1977-atual). Foi coordenador

do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e atuou na no Projeto de Elaboração dos Planos de Saneamento Básico de 109 Municípios do Estado de Mato Grosso, finalizados em março de 2018. Atua nas áreas de saneamento e meio ambiente com ênfase na dinâmica hídrica pantaneira. **E-mail:** rubemauro@bol.com

Sebastián Isaiás Jorge Muñoz Vásquez

Possui graduação em Geografia pela Universidad de Concepción, Chile. Tem experiência nas áreas de Geografia e geoprocessamento. Atualmente é mestrando no Programa de Pós-Graduação em Geografia – UFMT. **E-mail:** geo.smunozv@gmail.com

Sérgio Batista de Figueiredo

Possui graduação em bacharelado em Química pela Universidade Federal de Mato Grosso (2004) e é especialista em Gestão Ambiental formado pelo CEFET-MT, especialista em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental pela Faculdade Oswaldo Cruz/IPOG e Mestre em Recursos Hídricos pela UFMT. Atualmente é Analista de Meio Ambiente - Secretaria do Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso – SEMA-MT e ocupa o cargo comissionado de Coordenador de Monitoramento da Qualidade Ambiental da SEMA-MT. Tem experiência na área de química, com ênfase e química de alimentos (produtos de origem animal) e química ambiental (com ênfase em recursos hídricos, química analítica e monitoramento da qualidade do ar). **E-mail:** sergiofigueiredo@sema.mt.gov.br

Sérgio Rodrigues Ayrimoraes Soares

Possui graduação em Engenharia Civil e mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília (2002). Atualmente é gerente de estudos e levantamentos – Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em planejamento de sistemas de saneamento e tratamento de águas residuárias, atuando principalmente nos seguintes temas: esgotamento sanitário, abastecimento de água e recursos hídricos. **E-mail:** ssoares@ana.gov.br

Tainá Figueras Dorado-Rodrigues

Formada em Licenciatura Plena em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT (2005). Mestre e doutora pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade do Instituto de Biociências pela Universidade Federal de Mato Grosso – PPG-ECB-IB/UFMT (2012 e 2017, respectivamente). Tem experiência na identificação taxonômica de anfíbios e répteis, avaliação de impactos ambientais e monitoramento de fauna, desenvolvimento de trabalhos técnicos/científicos e em pesquisas relacionadas à ecologia. Tem curso de Sistema de Informações Geográficas e Georreferenciamento e elabora mapas para fins científicos e para licenciamentos ambientais. Atua como consultora ambiental e pesquisadora em diversas regiões do Brasil nos biomas Cerrado, Pantanal e Floresta Amazônica. Atualmente é Pesquisadora Associada vinculada ao Laboratório de Herpetologia do Centro de Biodiversidade e atua como técnica no projeto Água para o Futuro,

pelo Ministério Público Estadual de Mato Grosso. Seus interesses de pesquisa incluem ecologia e modelagem de distribuição de espécies, com ênfase no efeito da urbanização, de mudanças na paisagem e em variações ambientais. **E-mail:** tainadorado@gmail.com

Temilze Gomes Duarte

Graduada em Licenciatura Plena em Biologia pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, fez especialização em Ecologia do Cerrado pela Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela UFMT e doutorado em Botânica pela Universidade Federal de Viçosa – UFV. Foi bolsista de pós-doutorado, junto ao Instituto de Áreas Úmidas – INAU UFMT. Atualmente é Docente Adjunto do Departamento de Botânica e Ecologia (Instituto de Biociências) da UFMT - Campus Cuiabá. Tem experiência na área de botânica, com ênfase em morfologia (interna e externa), taxonomia, ecologia vegetal atuando principalmente nos seguintes temas: Cerrado e Pantanal, composição florística, estrutura, relação solo-vegetação, produção de mudas, comunidades tradicionais, áreas úmidas. Atualmente é Curadora do Herbário UFMT. Está credenciada no Programa de Pós-graduação PROFBIO UFMT - mestrado profissional. **E-mail:** temilzeduarte@hotmail.com

Zoraidy Marques de Lima

Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual da Paraíba (1984), mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela Universidade Federal de Mato Grosso (1998) e doutora em

Microbiologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (2009). Exerce o cargo de Bióloga no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Federal de Mato Grosso desde 1986, sendo atualmente Coordenadora do Laboratório de Biologia Molecular Ambiental – LABIOMA. Foi Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos / UFMT no período de junho 2013 a maio de 2016, onde tem vínculo como docente permanente lecionando as disciplinas de Seminários Gerais; Bioindicadores de Poluição; Análise de Água e Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas. Tem experiência em Microbiologia, com ênfase em Microbiologia Ambiental e Biologia Molecular, atuando principalmente nos seguintes temas: qualidade da água, ecologia de microrganismos, bioindicadores de poluição, saneamento ambiental e na orientação de alunos da graduação e pós-graduação. **E-mail**: zoraidy@terra.com.br

9 788532 708977